



Inventário rápido e identificação de variáveis que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil).

MSc. Anderson Oliveira Latini

Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Jr.

Tese apresentada ao programa de
Pós-graduação em Ecologia da Universidade
Estadual de Campinas para a obtenção do
Título de Doutor em Ecologia.

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato (a) <i>Anderson Oliveira Latini</i> <i>[Signature]</i> e aprovada pela Comissão Julgadora. <i>[Signature]</i>
--

Campinas, SP
Setembro de 2005

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP**

L349i

Latini, Anderson Oliveira

Inventário rápido e identificação de fatores que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil) / Anderson Oliveira Latini. -- Campinas, SP: [s.n.], 2005.

Orientador: Miguel Petrere Júnior.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Amostragem ambiental. 2. Conservação biológica. 3. Bioinvasão. 4. Peixe exótico. 5. Peixe - Ecologia. I. Petrere Júnior, Miguel. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(rcdt/ib)

Título em inglês: Rapid assessment protocol and determination of restrictive variables to exotic spread: a study on fish in river Doce lakes (MG, Brazil).

Palavras-chave em inglês: Environmental sampling, Conservation biology, Bioinvasion, Exotic fish, Fish - Ecology.

Área de concentração: Ecologia.

Titulação: Doutor em Ecologia.

Banca examinadora: Miguel Petrere Júnior, Paulo de Marco Júnior, Ângelo Antonio Agostinho, Cláudia Maria Jacobi, Paulo Inácio de Knecht López de Prado.

Data da defesa: 23/09/2005.

INVENTÁRIO RÁPIDO E IDENTIFICAÇÃO DE VARIÁVEIS QUE LIMITAM A DISPERSÃO DE
EXÓTICOS: UM ESTUDO SOBRE PEIXES NO MÉDIO RIO DOCE (MG, BRASIL).

Anderson Oliveira Latini

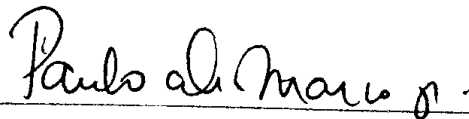
Banca examinadora:

23/09/2005

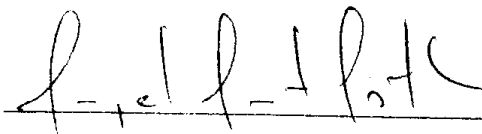
Prof. Dr. Miguel Petrere Júnior



Prof. Dr. Paulo De Marco Júnior



Prof. Dr. Ângelo Antônio Agostinho



Prof. Dr. Paulo Inácio de Knecht López de Prado



Profa. Dra. Cláudia Maria Jacobi



RESUMO

As invasões de espécies exóticas são muito comuns hoje em dia e causam problemas sociais, ambientais e econômicos em todo o mundo. Para conhecer estas invasões é importante o estudo de procedimentos rápidos de avaliação da incidência de exóticos e de variáveis que possam limitar a sua dispersão e colonização. Neste trabalho, testei a eficácia de um método de inventário rápido (RAP) para obter a incidência de peixes exóticos em lagos e relacionar a ocorrência destes peixes às variáveis locais e espaciais associadas aos lagos, no trecho médio da bacia do rio Doce, MG. Um conjunto de técnicas passivas e ativas de pescaria consistiu o RAP, que foi usado em 74 lagos e comparado com técnicas de mais de 100 vezes mais esforço amostral. A ocorrência dos peixes exóticos foi relacionada a variáveis locais (área, forma, cobertura de vegetação dos lagos, pH, oxigênio, turbidez e condutividade) e espaciais (tamanho do corredor de dispersão) e associadas com caracteres bionômicos dos peixes (forma de corpo e presença de mecanismos acessórios de respiração) e o interesse dos pescadores locais. O RAP foi efetivo e detectou peixes exóticos mesmo quando estes ocorreram em baixa abundância. Particularmente as informações obtidas de pescadores foram de grande importância para os seus resultados. A probabilidade de ocorrência de tucunarés e apaiaris aumentaram com o incremento da área dos lagos, mas nenhuma outra variável local afetou a ocorrência de peixes exóticos na região. A distância dos lagos aos riachos, considerando a sua cobertura vegetal, é muito importante para explicar a incidência de piranhas e tucunarés nos lagos da região. Estes resultados indicam que o RAP que usei é um método recomendável para avaliar a dispersão de peixes exóticos já que apresenta resultados confiáveis. Além disto, as limitações de ocorrência de peixes exóticos são determinadas basicamente pela distância que os peixes têm de percorrer para se dispersarem. Apesar dos peixes exóticos terem um grande potencial de invasão, a sua dispersão pode ser monitorada pelo inventário rápido sugerido, que é uma ferramenta importante para o estudo do seu impacto e, portanto, importante para direcionar nossas tomadas de decisão a respeito da conservação do ambiente natural.

ABSTRACT

Biotic species invasions are very common nowadays and cause severe social, environmental and economic problems around the world. To understand species invasions is important to study rapid assessment protocols of exotic species incidence and the variables that may limit its spread and colonization. Here I tested the efficacy of a rapid assessment protocol (RAP) to analyze exotic fish incidence in lakes and to relate them to local and spatial variables in river Doce lakes. Four different techniques constitute the RAP used in 74 lakes and compared to another protocol with hundred times more sampling effort. The exotic fish incidence was associated to local variables (area and lake form, amount of macrophyte mats, pH, oxygen, turbidity and conductivity) and spatial (waterway length and plant cover) associated to fish attributes (body form and occurrence of additional respiration organ) and fishermen interesting in the fish. The RAP was an effective protocol in exotic fish determination including when these fish occurred with low abundance. Fishermen information was relevant to RAP results. Tucunaré and apaiari probability of occurrence were improved with the lakes area increase but any other local variable affected exotic fish occurrence in lakes. The waterway length considering plant cover is very important to explain piranha and tucunaré incidence. These results indicate that the RAP is a good protocol to evaluate exotic fish spread and that exotics spread is limited by only the waterway length. Despite the large spread and colonization potential of exotics fish of this study, their spread may be monitored by suggested RAP, an important tool to study exotics impact on native environment and to conduct our decisions about environmental conservation.

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa vencida, mais uma parte do caminho trilhado e mais uma vez a certeza de que sem a ajuda de tantas pessoas, nada seria possível. Fundamentalmente, obrigado aos meus pais, Hédio e Lúcia, por tanta força e tantos esforços. Estou certo de que sem vocês eu não estaria neste ponto da “caminhada”. Ao Fabiano, Ricardo e João Victor, obrigado pelo apoio incondicional em todas as etapas, incluindo *in situ*. Família, amo todos vocês!

Ao Paulo De Marco Júnior: sem você, eu não teria passado pela ecologia e trabalhado com pesquisa científica. Hoje adoro o que faço e, se faço, você é o maior responsável. Sei que, no papel, você não foi meu orientador, mas informalmente não deixou de ser em momento algum: sou-lhe muito grato por isto e me espelho em você a cada passo de minha formação. É lógico que junto de você está a sua instituição: o Laboratório de Ecologia Quantitativa (LEQ). Além de me abrigar em diversos momentos da minha formação, o LEQ tornou possível dividir metas (e “atividades”), vivenciar informação, amizade e sonhos com tanta gente maravilhosa: Daniela, Dana, Daniel, Fadini, Flávia, Flavinha, Francisca, Francisco, Géssia, Henrique, Joana, Karina, Leandro, Leandro Scoss, Letícia, Marília, Marquinhos, Mateus, Miriam, Paulo Enrique, Pedro, Ricardo, Tania e Tiago. Acharam que me esqueci de vocês?! Dilermando e Lorena, meus dois primeiros orientados: foi muito boa a oportunidade e vocês verão que a gente não para por aqui! Obrigado a todos do LEQ!

Ao Miguel Petrere Júnior por ter me orientado por seis anos: primeiro no mestrado, agora no doutorado. Obrigado Miguel, por ser um exemplo profissional: tanta competência, profissionalismo e preocupação social são difíceis de se encontrar por aí, em uma mesma pessoa. Sou muito feliz por tê-lo conhecido e por ter você como alguém a me espelhar. Eu sei e tenho certeza de que você também sabe que nos momentos em que não estivemos juntos, os seus ensinamentos e a sua forma de pensar estiveram disponíveis para mim, através do Paulo. Miguel, muito obrigado.

Agradeço a todas as sugestões e correções da pré-banca nas figuras do Paulo De Marco (UFV), do Rogério Parentoni (UFMG) e da Cláudia Jacobi (UFMG). Do mesmo modo, agradeço a todos os membros da banca pela disponibilidade em me ajudarem na avaliação deste trabalho.

Não somente para fazer a tese, mas também para desenvolver tantas atividades durante o doutorado, precisei de muito apoio. Obrigado à Companhia Agrícola Florestal – Santa Bárbara (Grupo Arcelor) por todo o apoio em campo, alojamento e demais facilidades. Particularmente, muito obrigado ao Roosevelt e ao Celestino por todos os momentos de profissionalismo e amizade. Obrigado ao Instituto Estadual de Florestas / MG e à administração do Parque Estadual do Rio Doce (PERD) pelo apoio logístico e amizade. Àqueles eternos (e salvadores) grandes amigos Canela, Waldemar e Rogério, agradeço novamente pela recepção dentro de suas famílias e pelo apoio em campo. Obrigado à Polícia Ambiental de MG, especialmente ao pelotão do PERD, na figura do CB Dutra. Sem o apoio da turma deste parágrafo, eu não teria sido a segunda pessoa a por os pés (e a primeira a por as redes) nos 74 lagos da margem esquerda do rio Doce.

O trabalho que apresento, depois de planejado, foi financiado pelo Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA) e administrado pelo Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica (IPEMA) (convênio 80/2001). A pós-graduação em ecologia da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) me concedeu uma bolsa de doutorado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Obrigado ao FNMA e ao CNPq pelo investimento e ao IPEMA pela logística. Agradeço em especial ao Trigo (Unicamp) por ter me permitido desenvolver primeiro a tese e depois os créditos.

Ops... será que me esqueci de alguém?! Claro que não: eu dedico este trabalho àquela pessoa que... Só penso nela, quem é ela? O nome dela... é Daniela! Hoje, não sou mais o mesmo e muito do que faço pessoal e profissionalmente é fruto de nossa convivência. Sou muito feliz vivendo a seu lado e não tenho dúvidas de que a sua presença me dá forças para querer sempre mais de mim e de nós. Muito obrigado por dividir comigo a sua família (que amo tanto...) e todas as tristezas e alegrias... Eu te amo.

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL	5
CAPÍTULO I	8
INTRODUÇÃO	9
METODOLOGIA	13
Área de estudo.....	13
Método de menor esforço amostral: RAP	15
Método de maior esforço amostral.....	17
Análises estatísticas.....	19
RESULTADOS.....	21
Resultados do RAP	21
Eficiência das técnicas do RAP sobre as diferentes espécies	26
Avaliação da eficácia do RAP	28
DISCUSSÃO	31
Uso do RAP no médio rio Doce.....	31
Do RAP à biologia da conservação!	36
REFERÊNCIAS.....	38
ANEXOS	44
CAPÍTULO II	47
INTRODUÇÃO	48
Migração e a importância dos corredores de dispersão	49
Estabelecimento: crescimento, reprodução e população mínima viável.....	51
Invasão de espécies exóticas nos lagos do rio Doce, Brasil.....	53
METODOLOGIA	57
Os lagos estudados.....	57
Amostragem dos peixes exóticos.....	57
Amostragem das variáveis explanatórias.....	60
<i>Variáveis locais</i>	60
<i>Proporção de refúgios nos lagos</i>	62
Variáveis espaciais.....	64
<i>Os corredores de dispersão</i>	64
<i>Rpx</i>	74
Análise estatística.....	74

RESULTADOS.....	77
Resultado do inventário	77
Características locais e espaciais dos lagos invadidos e não invadidos	78
Variáveis locais	79
Variáveis espaciais	82
DISCUSSÃO	85
Causas para a pequena incidência dos exóticos apaiari, bagre Africano e do tamboatá.....	85
Perspectiva para a ictiofauna nativa.....	87
Variáveis locais e a incidência dos peixes exóticos.....	88
Efeito dos corredores de dispersão.....	90
Estudos sobre invasões de ecossistemas aquáticos continentais.....	92
Considerações Finais	93
REFERÊNCIAS.....	97
CONCLUSÃO GERAL.....	109

INTRODUÇÃO GERAL

Inventário rápido e identificação de variáveis que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil).

A introdução de espécies exóticas em ecossistemas naturais é um evento freqüente em todo o planeta. Particularmente, os peixes são amplamente dispersados pelo homem para a produção de alimento, para a pesca desportiva ou para uso ornamental. Estudos científicos relatam que estas introduções freqüentemente causam prejuízos ecológicos aos ambientes naturais e econômicos ao homem.

Para melhorar a compreensão do impacto que peixes exóticos causam nos ecossistemas naturais é necessário entender como estas espécies colonizam novos ambientes. A dispersão destes peixes em ambientes invadidos é raramente relacionada à possibilidade de dispersão ativa. Para explorar detalhadamente a dispersão destes peixes e estruturar medidas de controle ou mitigação é necessário obter, além da real distribuição destes peixes na região invadida, a sua relação com as principais condições ambientais da região.

No primeiro capítulo desta tese, propus um método de inventário rápido para obter a incidência de peixes exóticos. A velocidade de dispersão e de aumento da área de ocorrência de uma espécie exótica é normalmente elevada, assim como os prejuízos ecológicos associados. Portanto, bons métodos de inventário rápido são fundamentais para o estudo de invasões de espécies exóticas. O método que propus foi testado em uma área de mais de 100.000 hectares e aplicado em 56 lagos distribuídos entre uma área de mata nativa e uma área de cultivo de eucaliptos. Para medir a confiabilidade da ocorrência destes peixes fornecida pelo inventário rápido, avaliei a precisão deste método comparando-o a estudos de maior esforço amostral.

No segundo capítulo, relacionei a incidência dos peixes exóticos a dois grupos de variáveis que podem afetar a sua dispersão. Aspectos físico-químicos e espaciais do ambiente invadido interferem no potencial de dispersão e de colonização de espécies exóticas. Assim, o estudo das relações entre a dispersão de exóticos e estes aspectos é uma ação importante para o avanço do conhecimento da biologia das invasões de espécies. Características dos lagos, tais como tamanho, forma, disponibilidade de refúgios e qualidade d'água compuseram o primeiro grupo de variáveis que utilizei para inferir a respeito do potencial invasor de peixes exóticos. O comprimento da vazante dos lagos (caminho por onde os lagos extravasam o excesso de água no período das cheias), a cobertura vegetal das vazantes, a capacidade de dispersão dos peixes e o interesse da população local em dispersá-los foram as variáveis do segundo grupo, utilizadas em modelos para a explicação da incidência atual destas espécies.

CAPÍTULO I

DETECTABILIDADE DE ESPÉCIES POR INVENTÁRIOS RÁPIDOS: UM ESTUDO DE CASO SOBRE PEIXES EXÓTICOS INVASORES

INTRODUÇÃO

Os ecólogos possuem atualmente um grande número de questões que envolvem uma ampla escala de espaço e tempo. Para responder estas questões eles necessitam igualmente de uma ampla escala para delinear seus experimentos e testar as suas previsões (May 1995). Entretanto, principalmente devido à limitação de recursos para serem aplicados em biologia da conservação, é comum que uma parte dos estudos ecológicos seja produzida em uma pequena escala de tempo (Weatherhead 1986; Tilman 1989; Elliot 1994) ou de espaço (Kareiva & Anderson 1989). Conseqüentemente, muitas vezes os ecólogos tendem a trabalhar com problemas que demandam escalas temporais e espaciais convenientemente pequenas, ao invés de tratar os problemas que demandariam maior escala de tempo e espaço para serem solucionados, mas que poderiam apresentar-se mais proveitosos (May 1995).

Para solucionar algumas questões de ecologia aplicada, como a identificação de áreas prioritárias para conservação, os ecólogos necessitam de ampla escala espacial em breve escala de tempo, e esta combinação de escalas se constitui num desafio. A escassez dos recursos para a conservação e o avanço rápido dos impactos sobre os habitats naturais torna indispensável a identificação de prioridades de investimento para maximizar os benefícios e reduzir os custos (Sutherland 2001). Para identificar prioridades, como áreas de maior diversidade biológica ou maior endemismo, por exemplo, é importante o conhecimento rápido da composição biológica das comunidades (Myers et al. 2000).

Protocolos de Avaliação Rápida ou “RAP” (do inglês *Rapid Assessment Program*), refere-se a um conceito de métodos amostrais criados para o inventário de organismos em habitats suspeitos de

abrigarem um grande número de espécies endêmicas (Moore & Wilson 2000). Talvez o maior atrativo desses métodos seja a possibilidade de seu uso por tomadores de decisão, administradores ambientais e organizações envolvidos na avaliação do monitoramento da biodiversidade em regiões de interesse (Herzog et al. 2002), além da possibilidade de acelerar a coleção de dados científicos em áreas ainda não estudadas (O'Dea et al. 2004). A ONG Conservation International promoveu a execução de RAPs no alto rio Paraguai (Chernoff et al. 2001), no Pantanal Brasileiro (Willink et al. 2000), na Bolívia (Parker III & Bailey 1991) e na Papua Nova Guiné (Beehler & Alonso 2002) com o objetivo de inventariar a biodiversidade destes locais. Além destes estudos para a avaliação de biodiversidade endêmica os RAPs também são utilizados para inventariar a riqueza de espécies de grupos particulares como plantas (Smith et al. 1999), invertebrados (Metzeling et al. 2003) e aves (Herzog et al. 2002; O'Dea et al. 2004). Se por um lado estes estudos podem reduzir o tempo e o custo para obter informações ecológicas relevantes, por outro, podem correr o risco de obter dados imprecisos devido a problemas de delineamento experimental e de reduzido esforço amostral. Um bom delineamento amostral precisa de um bom número de amostras aleatórias, representativas e independentes para se obter estimativas confiáveis dos parâmetros de uma população de dados (Krebs 1999).

Mas, será que um RAP consegue estabilizar o acréscimo de novas espécies em relação ao esforço amostral acumulado? Esta é uma questão séria que pode limitar a abordagem de um RAP para estudos de ecologia de comunidades relacionados à diversidade. Na prática, o número de espécies registrado é incrementado com o esforço amostral (Harrison & Martinez 1995) e a quantidade de trabalho de campo e de tempo de inventário para a estabilização do número de espécies depende da estrutura da comunidade amostrada. Logo, diferentes comunidades fornecem resultados com distintos graus de qualidade aos inventários rápidos. Sob estas circunstâncias, a experiência do pesquisador em

outros estudos deve ser fundamental para que um inventário rápido obtenha uma descrição adequada da comunidade na região enfocada (Metzeling et al. 2003).

De fato, inventários florísticos realizados na Amazônia Peruana por intermédio de diferentes métodos de RAP podem apresentar eficácia muito distinta e revelar que métodos com diferenças de até vinte vezes o esforço amostral apresentam a mesma eficácia, indicando que determinados métodos são mais interessantes para atender necessidades específicas de planos de conservação (Higgins & Ruokolainen 2004). Por outro lado, utilizando o mesmo método de RAP, a estrutura de comunidades e a estimativa de riqueza de espécies obtidas podem ser adequadas para uma região e inadequadas para outra, como mostra o estudo de O'Dea et al. (2004) sobre comunidades de aves nas florestas de Madagascar e do Equador.

Em todo o mundo, o controle das invasões biológicas é um grande desafio que tem como consequência perdas econômicas (Pimentel et al. 1999), surgimento de epidemias (Chek 2004) e perda de biodiversidade (Ewell et al. 1999; Mack et al. 2000; Zalba et al. 2000). Estas invasões são a primeira causa global de extinção de aves e segunda de peixes (Clavero & García-Berthou 2005). Estimativas atuais apontam que o total destes prejuízos representa um valor de US\$1,4 trilhões ao ano, ou 6% de toda a economia do planeta (Pimentel et al. 2001).

O conjunto lacustre do trecho médio da bacia do rio Doce (MG, Brasil) experimenta vários problemas ambientais, tendo destaque a introdução dos peixes exóticos tucunaré *Cichla cf. ocellaris* Bloch & Schneider, 1801 e piranha vermelha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, devido à sua atual incidência nos lagos e ao impacto ecológico que causam (Latini & Petrere 2004). Este sistema lacustre reúne cerca de 1/3 da riqueza de peixes da bacia do rio Doce (Godinho & Vieira 1998) e a introdução desses peixes nestes lagos causou a redução da riqueza em espécies de suas comunidades, levando dezenas de populações nativas à extinção local (Godinho & Formagio 1992; Latini 2004). É sugerido

que entre os fatores responsáveis pela dispersão destas espécies na região está o interesse desportivo dos pescadores da região no tucunaré e a sua dispersão natural por intermédio das vazantes dos lagos que os conectam com os riachos nos períodos de precipitação elevada (Latini et al. 2004).

A ameaça de invasão biológica destes lagos, a presença de uma importante reserva biológica (o Parque Estadual do Rio Doce, IEF, MG) e a singularidade geológica e ambiental do seu conjunto lacustre qualificam esta região como de extrema importância biológica para conservação no bioma Floresta Atlântica (MMA/SBF 2000). Com o conhecimento desta informação, os tomadores de decisão dispõem de pouco tempo para evitar mais perdas da diversidade da ictiofauna regional e produzir soluções a esse problema ambiental que possui uma grande escala espacial, já que os lagos se distribuem por uma região de mais de 100.000 ha. Para fomentar o manejo da invasão de peixes exóticos nesta região é necessário conhecer a dimensão exata do problema, identificando os lagos onde os peixes exóticos estão presentes antes da definição e aplicação de qualquer tipo de manejo. Deste modo, o uso de um método de RAP parece ideal para conhecer a dimensão do problema, dada a sua urgência e a real escassez de recursos para o estudo destes lagos.

Neste trabalho empreguei um método de inventário rápido (RAP) para obter a incidência de peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce e testei a sua eficácia comparando-o com inventários de maior esforço amostral, admitindo a possibilidade de ocorrerem problemas amostrais nos inventários rápidos. Além disto, também comparei as diferentes *técnicas*¹ de amostragem que utilizei no RAP e a sua eficácia em detectar estas espécies em dois ambientes distintos.

¹ Neste trabalho, a palavra método será usada para considerar os diferentes inventários, enquanto que a palavra técnica será usada para distinguir as formas de amostragem utilizadas dentro de um tipo de método.

METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na porção sudeste do estado de Minas Gerais, abrangendo os municípios de Marliéria, Timóteo e Dionísio. A área situa-se em região de Mata Atlântica entre os meridianos 42° 38'W e 48° 28'W e os paralelos 19° 41'S e 19° 30'S e apresenta altitudes variando entre 236 e 515 m. O clima é tropical quente semi-úmido, com estação chuvosa no verão e seca, durante quatro a cinco meses, no inverno (Nimer 1989).

Estudei duas áreas adjacentes que se distinguem pela forma de seu uso dominante (Figura 1). A primeira área constitui uma unidade de conservação, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD) com 36 mil hectares. Na segunda área, com área de 25 mil ha aproximadamente, é executada a exploração econômica de eucalipto, pela Companhia Agrícola Florestal (CAF) – Santa Bárbara (Grupo Arcelor).

Levando-se em consideração a estimativa de 149 lagos na região, por meio de observações em imagens de satélite (Landsat 7 ETM, 1988), e trabalhando nestas duas áreas, o inventário cobriu cerca de 50% dos lagos (42 lagos na área do PERD e 32 na área da CAF) de todo o sistema lacustre do médio rio Doce. Estes lagos representam 100% dos lagos da margem esquerda do rio Doce. Entre os 74 lagos estudados, há três microbacias que possuem suas nascentes fora das áreas do PERD e da CAF e atravessam essas áreas em seu terço inferior, antes de desaguar no rio Doce.

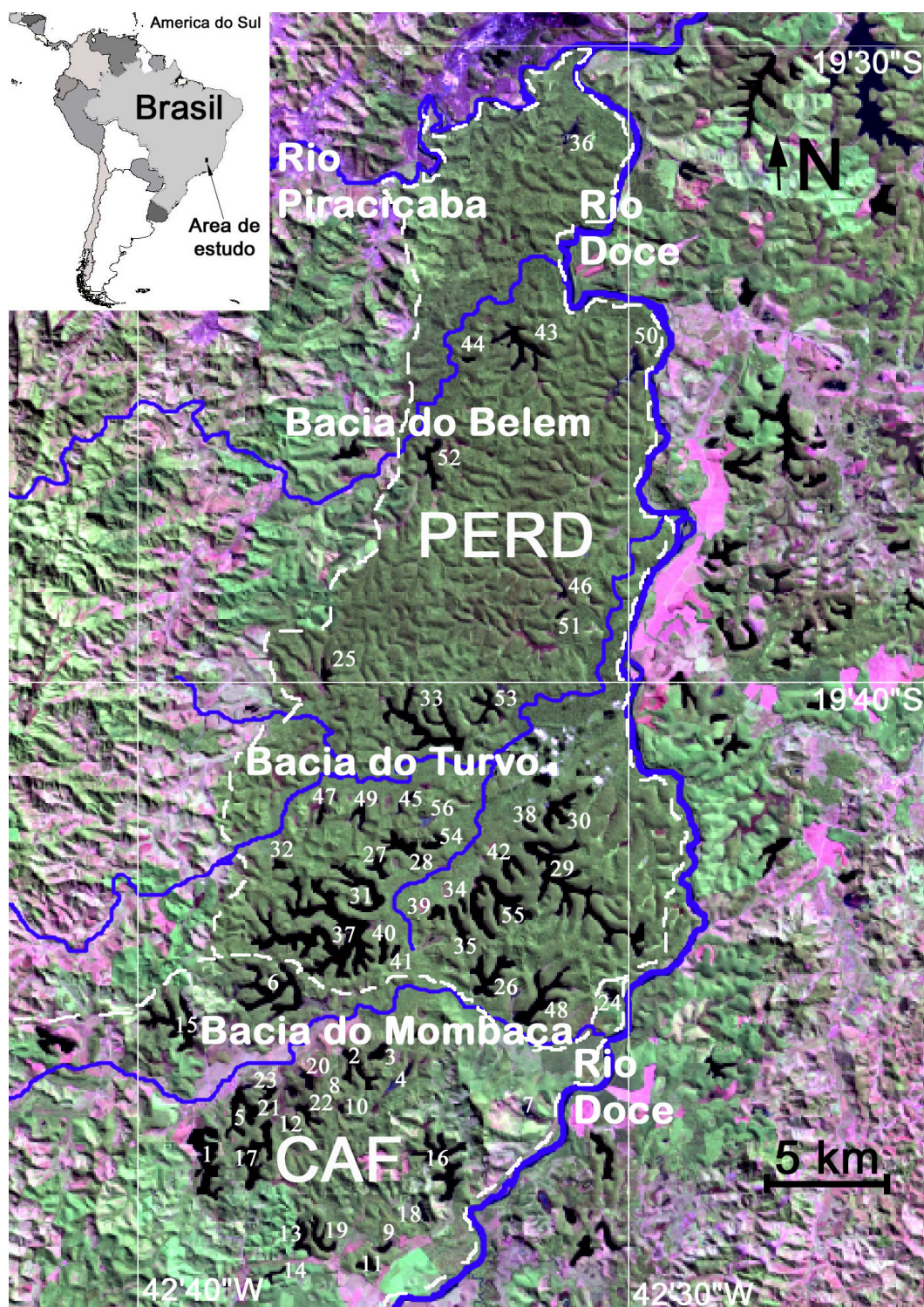


Figura 1 – Corte de imagem de satélite (LANDSAT 7 ETM, 1988) das áreas do PERD e da CAF, limitadas por uma linha branca. Em preto estão representados os lagos da região, as linhas escuras estreitas representam os ribeirões Mombaca, Turvo e Belém. O contorno pontilhado representa o PERD, ao norte e a CAF, ao sul. Áreas mais claras representam solo exposto. Os números dos lagos correspondem aos lagos que foram amostrados e que estão nomeados na Tabela 1.

Dois métodos de amostragem foram utilizados nos lagos da região: o primeiro, de menor esforço amostral, foi o inventário rápido (caracterizado pela amostragem em curto intervalo de tempo e com esforço amostral pequeno) que utilizei em todos os 74 lagos; o segundo, de maior esforço amostral, foi o uso de pescarias bimestrais, de uso restrito a 10 lagos na área da CAF e o uso de pescarias com grande esforço amostral com uso em 6 lagos na área do PERD.

Método de menor esforço amostral: RAP

Realizei cinco idas ao campo para executar todas as coletas do RAP. Estas campanhas foram realizadas entre os meses de fevereiro e maio do ano de 2002 e totalizaram 38 dias de trabalho. Para registrar a incidência de peixes exóticos, utilizei diferentes técnicas de amostragem com o objetivo de aumentar as chances de captura e compensar o curto tempo investido em cada lago. Em todos os lagos a entrevista com pescadores foi a primeira técnica aplicada, seguida da visualização dos peixes a olho nu, depois pela pescaria com iscas artificiais e por último pela pesca com redes de espera.

1 - Entrevistas com pescadores locais (amadores)

Em todos os lagos realizei uma entrevista informal não estruturada com pescadores (amadores) com o intuito de obter informações sobre a existência dos peixes exóticos. A presença de uma espécie de peixe exótico relatada pelo pescador, somente foi atribuída ao lago se o pescador mostrou ao menos um indivíduo capturado da espécie exótica que citou. Esta técnica foi executada somente nos lagos da área da CAF, pois dentro da área do PERD a pesca só é permitida (exceção para o Lago Dom Helvécio) para fins científicos e pescadores legalmente habilitados não são encontrados.

2 - Visualização dos peixes

A segunda técnica utilizada foi a visualização de peixes a olho nu. As observações foram feitas na região litorânea, nos agregados de macrófitas aquáticas e em regiões com grande concentração de

galhos e troncos, onde freqüentemente alguns dos peixes exóticos fazem seus ninhos. O esforço utilizado consistiu na observação de duas pessoas durante o tempo de permanência em cada lago para realizar a pescaria com iscas artificiais (30 minutos) e a pescaria com redes (30 minutos), sendo que o registro de uma espécie exótica se daria após a visualização de um indivíduo por um dos observadores.

3 - Pescaria com iscas artificiais

Utilizei iscas artificiais para a pescaria dos peixes exóticos. Essa técnica foi empregada durante o intervalo de tempo de 30 minutos, por meio da execução de lançamentos sucessivos das iscas artificiais de superfície e de meia-água. O registro de uma espécie exótica somente foi feito após a captura de um peixe da espécie.

4 - Pescaria com redes de espera

Em todos os lagos amostrados, armei uma bateria de redes de espera, composta por 6 redes de mesmo comprimento (10 m) e altura (1,6 m) e com malhas possuindo distâncias entre nós adjacentes de 15, 20, 30, 40, 50 e 60 mm (o que permite a captura de qualquer espécie de peixe exótica já registrada na região) que ficou disposta por 30 minutos. As redes foram dispostas de modo aleatório (determinado pela posição onde o lago foi abordado), paralela à margem dos lagos, em regiões com diferentes fisionomias, como por exemplo, regiões de agregados de macrófitas e de brejos, buscando a melhor representatividade do ambiente. O uso dessas redes por este intervalo de tempo produziu o esforço de amostragem de 30 m.h^{-1} para cada lago amostrado. A ocorrência de uma espécie exótica de peixe somente foi atribuída para um lago após a identificação de ao menos um indivíduo capturado pelas redes.

É comum que espécies diferentes tenham diferente susceptibilidade a serem capturadas por um mesmo petrecho de pesca, devido a seus atributos bionômicos e condições ambientais dominantes

(Sutherland 2001). As quatro espécies de peixes exóticos que esperava encontrar antes da aplicação do RAP eram o tucunaré, a piranha, o apaiari *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831) e o tamboatá *Hoplosternum litoralle* (Hancock, 1828). A perspicácia visual do tucunaré é grande (Lowe-McConnell 1999), o que faz este peixe menos susceptível à captura com redes, mas por outro lado, a sua pesca com iscas artificiais é relativamente fácil devido ao hábito de perseguir outros peixes que constituem suas presas. Apesar de a piranha possuir uma boa perspicácia visual elas têm o comportamento de nadarem em cardumes (Sazima & Machado 1990) tornando-as mais susceptíveis à captura com redes. Apaiaris são menos ativos que piranhas e tucunarés e podem usar a técnica de captura de presas por emboscada (Machado 2003) reduzindo a chance de serem amostrados por redes de espera ou por iscas artificiais, e aumentando a importância da entrevista com pescadores para o seu registro. Estas três espécies têm picos de atividade diurnos, ao contrário do tamboatá que possui pico de atividade noturno (Hostache & Mol 1998), tornando importante novamente a informação das entrevistas com os pescadores.

O uso dessas quatro técnicas (entrevistas, visualização, pescaria com iscas e pescaria com redes) consiste, portanto, uma tentativa de aumentar as chances de sucesso de um RAP. As técnicas unem formas de amostragem passivas e ativas, o que poderia resultar em uma maior eficiência de registro dos peixes exóticos já que juntas, aumentam as chances de captura de espécies diferentes, sejam elas quais forem. A ausência de peixes exóticos em um lago só foi atribuída após a obtenção de resultados negativos em todas as técnicas utilizadas no inventário rápido.

Método de maior esforço amostral

Após a aplicação do inventário rápido, iniciei em julho de 2002 a amostragem bimestral de dez lagos da área da CAF. Este inventário foi encerrado no ano de 2003, após seis amostragens bimestrais realizadas em julho de 2002, setembro de 2002, novembro de 2002, janeiro de 2003, março de 2003 e em maio de 2003.

Neste método utilizei três baterias de redes com 6 redes de espera em cada uma delas, sendo estas das malhas de 15, 20, 30, 40, 50 e 60 mm, entre os nós adjacentes e 10 m de comprimento cada, salvo a malha de 60 mm que tinha 20 m de comprimento. As redes foram dispostas paralelas à margem dos lagos, de forma aleatória e em regiões de diferentes fisionomias para melhor representatividade amostral. A disposição aleatória das redes foi obtida com a mudança das pessoas responsáveis pela pescaria e conseqüentemente da decisão pelos pontos de disposição das baterias. O tempo de pescaria se estendeu por três horas e o esforço de coleta, ao final das seis amostragens, consistiu em 3.780 metros.h⁻¹ (6 amostras temporais x 3 baterias x 70 metros de rede x 3 horas) para cada lago. O esforço de pesca com redes de espera utilizado nos lagos, no método de inventário rápido, constituiu-se de 30 metros.h⁻¹, representando apenas 0,79% do esforço total de pesca utilizado nesta amostragem de pescarias bimestrais.

As pescarias bimestrais, além de apresentarem esforço de pesca com redes de espera muito superior ao inventário rápido, também apresentaram suas amostras distribuídas ao longo de um ano, o que deve elevar a eficiência de detecção de peixes exóticos que possam ter a sua abundância ou distribuição espacial dependentes de fatores sazonais como a temperatura e a pluviosidade. Todos os peixes capturados foram conservados em formalina a 10% e posteriormente identificados em laboratório com o uso de chaves adequadas (Géry 1977; Nelson 1994; Britski et al. 1999).

Utilizei o estudo de Latini & Petrere (2004) como método de grande esforço de coletas em seis lagos do PERD (Gambá, Gambazinho, Águas Claras, Azul, Bonita e Lagoinha). Nesse estudo as pescarias foram realizadas entre os meses de maio e agosto de 2000 e o esforço de pesca foi padronizado com o uso de seis baterias, com treze redes de espera de malhas 15, 20, 25, 30, 35, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100 e 110 mm entre os nós adjacentes e 10 m de comprimento cada uma. As redes foram dispostas em ordem aleatória, perpendicular à margem dos lagos, com a pescaria se iniciando às 16:00h

e terminando às 08:00h (16h de duração). A disposição de três baterias de redes em ambientes com macrófitas aquáticas e três, em ambientes sem vegetação garantiu melhor representatividade da comunidade de peixes dos lagos. O esforço de pesca constituiu-se, então, de 12.480 metros.h⁻¹, 416 vezes maior do que o esforço de pescarias com redes utilizado no RAP.

Análises estatísticas

Para analisar a eficiência do inventário rápido efetuado para a detecção de peixes exóticos, comparei a presença de cada espécie exótica obtida pelo inventário rápido com a sua abundância obtida nos estudos de maior esforço amostral (pescarias bimestrais e o estudo de Latini & Petrere (2004)) (Figura 2). Por intermédio desta comparação obtive uma análise da detectabilidade do RAP de cada espécie de peixe exótica.

Utilizei o modelo de regressão logística (Hosmer & Lemeshow 1989) para conhecer a relação entre a variável resposta categórica binária obtida do RAP (ocorrência de cada espécie exótica assumindo valor 0 para ausência ou 1 para presença) e a variável resposta quantitativa contínua obtida pelos métodos de grande esforço amostral (abundância das espécies exóticas). Este modelo pode ser descrito pela equação:

$$Y = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_i X_i)}} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: Y é a probabilidade de ocorrência do peixe exótico estudado; α é análogo ao intercepto na regressão linear e β_i representa o coeficiente da variável explanatória X_i .

Considere o nível de significância de 5% para considerar o ajuste do modelo estatístico significativo.

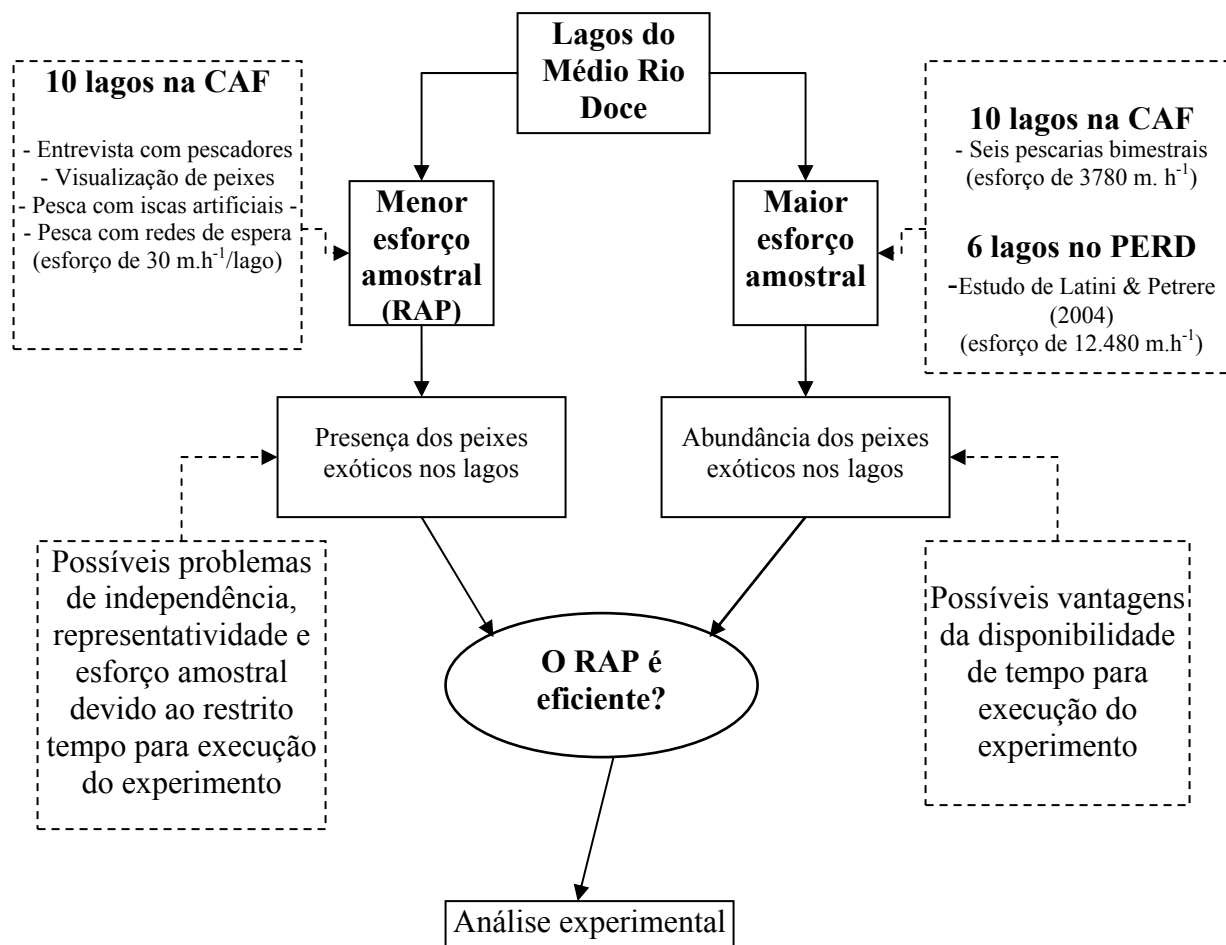


Figura 2 – Representação esquemática da metodologia de análise utilizada neste estudo.

RESULTADOS

Resultados do RAP

O inventário rápido foi realizado em 32 dos 34 lagos da CAF e em todos os lagos do PERD (Figura 1). Dos 32 lagos da CAF, 8 estavam secos, assim, o número de lagos amostrados foi 24, sendo que destes, 11 (45,8%) não apresentaram peixes exóticos em sua comunidade e 13 apresentaram (54,2%). Dos 42 lagos do PERD, 10 estavam secos e dos 32 restantes, apenas 3 (9,4%) apresentaram somente peixes nativos e 29 (90,6%) apresentaram os peixes exóticos.

Registrei sete espécies de peixes exóticos nos lagos amostrados. Estas são: o tucunaré *Cichla cf. ocellaris* Bloch & Schneider, 1801, a piranha vermelha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858, o apaiari *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831), o tamboatá *Hoplosternum litoralle* (Hancock, 1828), o tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818), o bagre Africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) e a tilápia *Oreochromis niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758). A Tabela 1 apresenta a origem de cada um destes peixes.

As diferentes técnicas de amostragem tiveram eficiência distinta na detecção de peixes exóticos em cada conjunto de lagos estudado (PERD e CAF) (Figura 3), apesar dos dois conjuntos de lagos pertencerem à mesma bacia e estarem espacialmente muito próximos (Figura 4).

Tabela 1 – Origem (Froese & Pauly 2004) de cada peixe exótico registrado nos lagos estudados no médio rio Doce.

Peixe invasor	Origem
tucunaré <i>Cichla cf. ocellaris</i> (Bloch e Schneider 1801)	América do Sul: rios da Guiana da drenagem do Marowijne no Suriname e Guiana Francesa à drenagem do Essequibo na Guiana. Bacia do rio Amazonas no Peru, Colômbia e Brasil; rio Oiapoque no Brasil.
piranha <i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner 1858)	América do Sul: Bacia Amazônica, bacias do Paraguai e do Paraná, rios costeiros do nordeste do Brasil, bacia do Essequibo.
tamboatá <i>Hoplosternum litoralle</i> (Hancock, 1828)	América do Sul: A maior parte das drenagens cis-andinas até o norte de Buenos Aires.
bagre Africano <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	África: maior parte da Pan-África, exceto do Maghreb, o alto e baixo Guiné e as províncias do Cabo e Nigal. Ásia: Jordânia, Israel, Líbano, Síria e sudeste da Turquia.
apaiari <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	América do Sul: Bacia do rio Amazonas no Peru, Colômbia e Brasil.
tilápia <i>Oreochromis niloticus niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	África: rios costeiros de Israel; rio Nilo desde o Nilo Albert ao seu delta; Jebel Marra; bacia do lago Chad; rios Niger, Benue, Volta, Gâmbia e Senegal.
tambaqui <i>Colossoma macropomum</i> (Curvier, 1818)	América do Sul: Bacias do Amazonas e Orinoco.

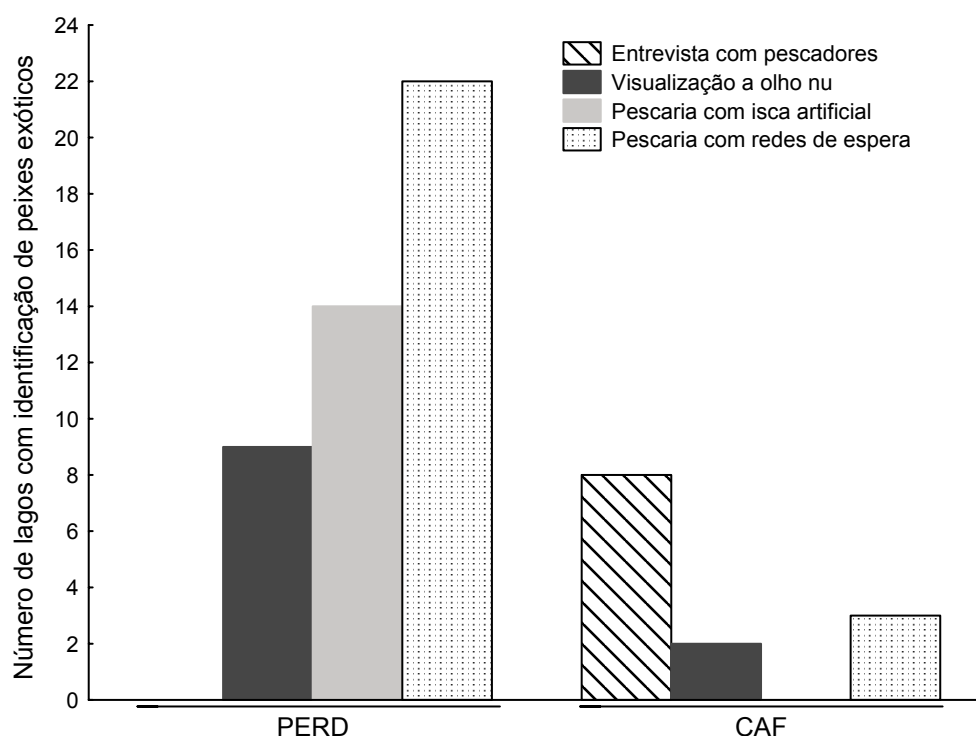


Figura 3 – Número de ocorrências de peixes exóticos identificadas por cada técnica de amostragem do RAP em lagos da área do PERD e da CAF. Notar que na área do PERD não foram realizadas entrevistas com pescadores.

Na área da CAF, onde a pesca nos lagos é permitida, as técnicas de amostragem apresentaram eficiência distintas, revelando-se como mais eficiente a técnica de entrevista com os pescadores nos lagos (Tabela 2). Em 11 dos lagos da CAF, o RAP não detectou peixes exóticos; nos outros 13, foi detectada ao menos uma espécie. A entrevista por meio da visualização dos peixes exóticos pescados permitiu a verificação destes peixes em 8 dos 13 lagos onde eles ocorrem. Além disso, nesses oito lagos somente a técnica de entrevista obteve resultado positivo para peixes exóticos, enquanto as outras três técnicas mostraram-se ineficientes. Para os outros 5 lagos onde também foram registrados peixes exóticos, a técnica visual foi decisiva para o seu registro em 2 lagos mas a técnica de pesca com iscas artificiais não os detectou em nenhum dos lagos e a pesca com redes detectou as 3 ocorrências restantes (Tabela 3). Na área da CAF a detecção de peixes exóticos em cada um dos lagos foi obtida por uma técnica de amostragem exclusivamente, sem sobreposição com outras.

Nos lagos da área do PERD, onde a pesca não é permitida nos lagos, em apenas 3 lagos o RAP não detectou a existência de peixes exóticos (Tabela 2). Nesses lagos, as técnicas de amostragem apresentaram eficiência melhor distribuída, sendo que em 38% dos lagos com alguma espécie exótica, pelo menos duas técnicas as detectaram. No total de 29 lagos onde o RAP detectou a presença de peixes exóticos, a pescaria com redes os detectou em 22 lagos. A pesca com iscas artificiais os detectou em 14 destes lagos, e a visualização a olho nu em 9. Os registros de peixes exóticos exclusivamente com a técnica de pesca com redes ocorreu em 11 lagos, exclusivamente com a técnica de pesca com iscas artificiais ocorreu em 5 e com a visualização a olho nu, em 2 lagos. Para os lagos do PERD foi freqüente a sobreposição de resultados das técnicas do RAP indicando as mesmas espécies exóticas de peixes (Tabela 3).

Tabela 2 – Incidência de peixes exóticos em 56 lagos do médio rio Doce, MG. Para cada lago são apresentados, em destaque, os peixes registrados em cada método do inventário rápido. As espécies citadas são: tucunaré (tu), piranha vermelha (pi), apaiari (ap), tamboatá (ta), tambaqui (tb), bagre Africano (ba) e tilápia (ti). A última coluna conclui quanto à presença (+) ou ausência (-) de peixes exóticos nos lagos.

Número no mapa	Lago	Região	Técnica de amostragem empregada				Presença de peixes exóticos
			Entrevista	Visual	Pesca / isca	Pesca / redes	
1	Aguapé	CAF	ti, ba				+
2	Águas Claras	CAF	pi, tu				+
3	Amarela	CAF	pi, tu, ap				+
4	Ariranha	CAF	pi, tu, ba				+
5	Baixa Verde	CAF		tu			+
6	Barra	CAF	pi, tu, ba, ta				+
7	Bicalho	CAF					-
8	Café	CAF				ta	+
9	Capim	CAF					-
10	Carvão Azeite	CAF					-
11	Crentes	CAF				ti	+
12	Diquada	CAF					-
13	Ferrugem	CAF					-
14	Ferruginha	CAF					-
15	Jacarés	CAF	pi, tu, ap, ta, ba				+
16	Malba	CAF					-
17	Mescla	CAF	ba, tb, ti				+
18	Nova	CAF					-
19	Palmeiras	CAF					-
20	Palmeirinha	CAF	pi, tu, ta, ba				+
21	Poço Redondo	CAF		ta			+
22	Romoalda	CAF				ta	+
23	Timburé	CAF					-
24	Verde	CAF					-
25	Aceiro	PERD			pi	pi	+
26	Águas Claras	PERD				pi, tu, ap	+
27	Amarela	PERD		tu	pi	pi	+
28	Anastácia	PERD		pi, tu	pi	pi, tu	+
29	Aníbal	PERD		tu			+
30	Azul	PERD					-
31	Bonita	PERD				pi, tu	+
32	Carioca	PERD		tu		pi, ta, bg	+
33	Central	PERD				bg, tu	+
34	Chatinha	PERD			pi	pi	+
35	Comprida	PERD		pi, tu	pi, tu	pi	+
36	Cumbaca	PERD				pi, tu	+
37	Dom Helvécio	PERD			pi, tu	pi, tu, ap	+
38	Boné	PERD		pi, tu	pi	pi	+
39	Folhinha	PERD			pi, tu	pi	+

Tabela 2 – Continuação.

Número no mapa	Lago	Região	Técnica de amostragem empregada				Presença de peixes exóticos
			Entrevista	Visual	Pesca / isca	Pesca / redes	
40	Gambá	PERD		pi	pi, tu	pi, tu	+
41	Gambazinho	PERD					-
42	Gancho	PERD			pi, tu		+
43	Juquita	PERD			tu		+
44	Lagoinha	PERD					-
45	Marobá	PERD				pi, tu	+
46	Meio	PERD			pi, tu		+
47	Palmeiras	PERD		pi, tu			+
48	Patos	PERD				pi, tu	+
49	Piabas	PERD				pi, tu	+
50	Piaús	PERD				pi, tu	+
51	Preta	PERD			tu		+
52	Queiroga	PERD				pi, tu, ap, ta	+
53	São José	PERD				pi, tu, ap	+
54	Santa Luzia	PERD		pi, tu		pi	+
55	Terceira	PERD			tu		+
56	Vermelha	PERD				pi	+

Tabela 3 – Número de lagos em que cada peixe exótico ocorre, e porcentagem da ocorrência detectada com cada técnica de amostragem do Inventário Rápido aplicado aos 24 lagos da CAF e aos 32 lagos do PERD no médio rio Doce, MG.

Área	Peixe exótico	Entrevista	Visual	Pesca / isca	Pesca / rede	Número de lagos em que ocorre
CAF	qualquer exótico	8 (61%)	2 (15%)	0	3 (23%)	13
	piranha	6 (100%)	0	0	0	6
	tucunaré	6 (86%)	1 (14%)	0	0	7
	bagre Africano	6 (100%)	0	0	0	6
	tilápia	2 (67%)	0	0	1 (33%)	3
	apaiari	2 (100%)	0	0	0	2
	tamboatá	3 (50%)	1 (17%)	0	2 (33%)	6
	tambaqui	1 (100%)	0	0	0	1
PERD	qualquer exótico		9 (31%)	14 (48%)	22 (76%)	29
	piranha		6 (25%)	11 (46%)	19 (79%)	24
	tucunaré		8 (31%)	9 (35%)	13 (50%)	26
	bagre africano		0	0	2 (100%)	2
	apaiari		0	0	4 (100%)	4
	tamboatá		0	0	2 (100%)	2

Eficiência das técnicas do RAP sobre as diferentes espécies

Na área da CAF, a piranha ocorreu em 6 lagos e o tucunaré em 7, sendo que estas espécies co-ocorreram em 6 lagos. O bagre Africano ocorreu em 6 lagos, o tamboatá em 6, a tilápia em 3, o apaiari em 2 e o tambaqui em somente um lago (Tabela 4). Particularmente, a técnica de entrevistas foi responsável por 100% dos registros de piranhas, bagres Africanos, apaiaris e tambaquis e por 86% dos registros de tucunarés, 50% dos registros de tamboatás e 33% dos registros de tilápias. Isto sugere que esta técnica apresenta uma importância diferencial superior na detecção das diferentes espécies exóticas.

As espécies exóticas de maior incidência na região foram o tucunaré e a piranha, apresentando incidências em 58,9% e 53,6%, respectivamente. Em seguida, estão o bagre Africano e o tamboatá, presentes em 14,3% dos lagos estudados. O apaiari ocorreu em 10,7%, a tilápia em 5,3% e o tambaqui em 1,7% dos lagos estudados. Em conjunto, os peixes exóticos ocorreram em 76,8% dos lagos.

Na área do PERD o tucunaré ocorreu em 26 lagos e a piranha em 24, sendo que as duas espécies co-ocorreram em 21 destes lagos. A incidência das outras três espécies exóticas foi baixa, estando o apaiari presente em 4 lagos, o tamboatá em 2 e o bagre Africano em 2 (Tabela 4). Em 19 dos 24 lagos onde as piranhas foram confirmadas esta detecção ocorreu pela pesca com redes, em 2 lagos pela técnica de pesca com iscas artificiais e em um lago pela técnica visual. O tucunaré foi detectado pela pesca com redes em 13 dos 26 lagos onde foi encontrado, sendo que em 10 lagos esta técnica foi decisiva na sua detecção. A técnica visual foi decisiva para a detecção de tucunarés em 6 lagos e a de pesca com iscas, em 5 lagos. Todos os registros de apaiari, bagre Africano e tamboatá foram obtidos por capturas com redes de espera. Apesar da pesca com redes de espera ser a técnica de amostragem de maior importância para a detecção dos exóticos na área do PERD, as técnicas de pesca com iscas artificiais e de visualização também se mostraram eficientes, especialmente para a detecção do tucunaré.

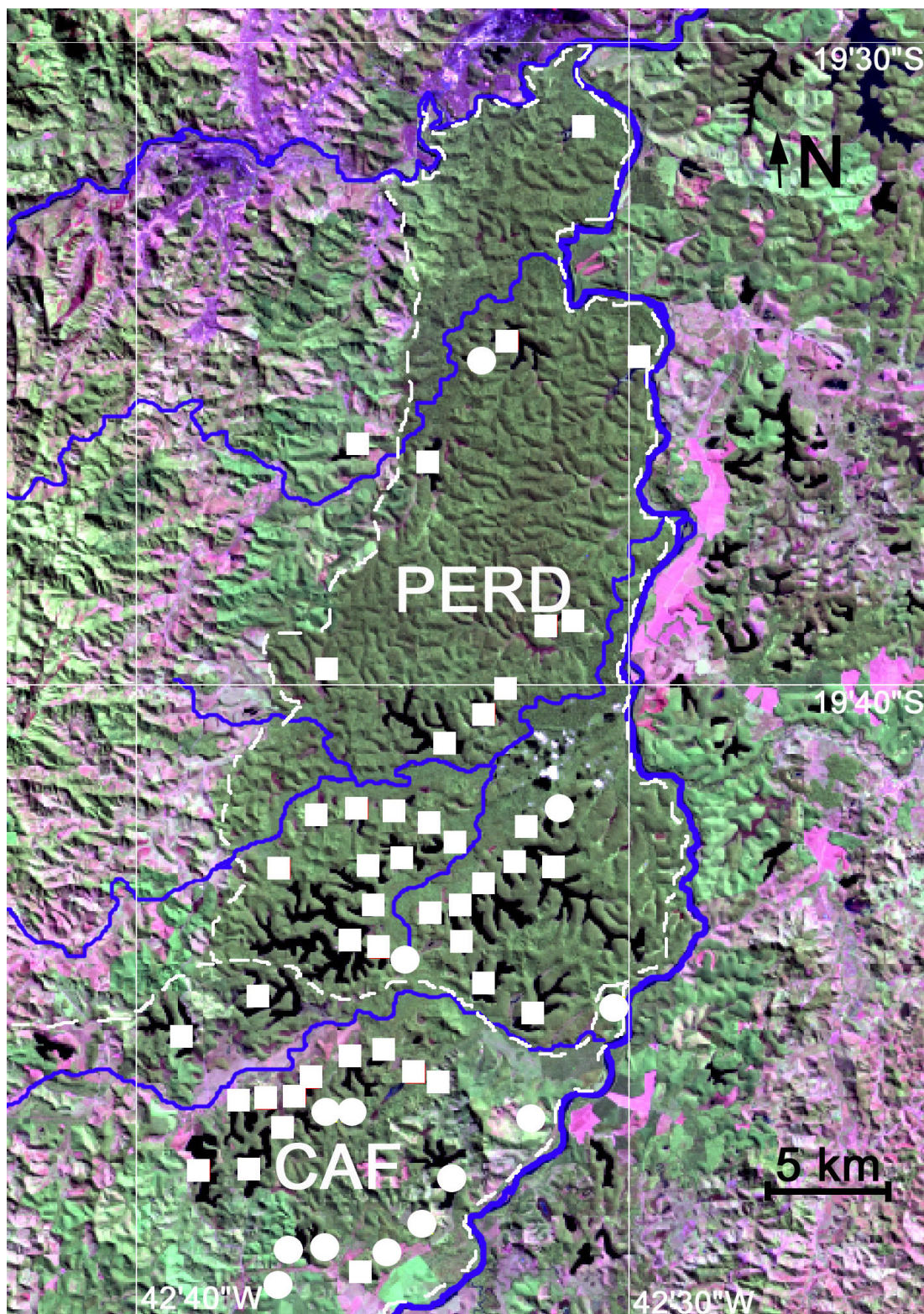


Figura 4 – Aspecto geral da ocorrência de peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce. Quadrados indicam lagos com ocorrência de alguma espécie de peixe exótica enquanto que as circunferências indicam a ausência.

Tabela 4 – Resumo da incidência das espécies de peixes exóticos, obtida pelo RAP realizado em 56 lagos da região do médio rio Doce, MG.

Espécies	Lagos com incidência		Incidência regional total
	CAF	PERD	
tucunaré	7 (29%)	26 (81,2%)	33 (58,9%)
piranha	6 (25%)	24 (75%)	30 (53,6%)
bagre Africano	6 (25%)	2 (6,2%)	8 (14,3%)
tamboatá	6 (25%)	2 (6,2%)	8 (14,3%)
apaiari	2 (8,3%)	4 (12,5%)	6 (10,7%)
tilápia	3 (12,5%)	0	3 (5,3%)
tambaqui	1 (4%)	0	1 (1,7%)

Avaliação da eficácia do RAP

As coletas bimestrais (CB) foram realizadas em 10 dos lagos da CAF totalizando 6 amostragens, exceto o lago Palmeirinha, para o qual os resultados da CB4 (coleta de janeiro de 2003) não foram registrados, pois as redes foram furtadas. A ocorrência de cada espécie de peixe exótica nos dez lagos da CAF obtido por coletas bimestrais e nos seis lagos do PERD obtido pelo estudo de Latini & Petrere (2004) são apresentados na Tabela I do anexo.

Uma inspeção inicial dos resultados obtidos das coletas feitas nos lagos da CAF indica uma grande semelhança entre a detecção de peixes exóticos obtida pelo RAP e pelas CB. Considerando todas as espécies de peixes exóticas em conjunto, a diferença observada entre os dois métodos ocorreu em 1 caso, ou seja, o RAP omitiu a detecção de uma espécie exótica em 1 dos 7 casos onde elas existem. O RAP não omitiu nenhuma detecção de piranha, de tucunaré e de tilápia, mas omitiu 3 detecções de tamboatá e uma detecção de apaiari. Por outro lado, o RAP apresentou uma eficiência de detecção superior às CB, apresentando uma detecção de bagre Africano que a CB não detectou.

A mesma inspeção dos resultados para a área do PERD, indica resultados de detecção de peixes exóticos idênticos entre aqueles obtidos pelo RAP e pelas coletas de Latini & Petrere (2004), para a incidência das espécies de peixes exóticas em conjunto, para a incidência de cada espécie separadamente e para o número de espécies exóticas que ocorre em cada lago estudado.

A eficiência do RAP em detectar piranhas, tucunarés e bagres Africanos é muito elevada permitindo a detecção destas espécies em abundâncias muito baixas (Tabela 5; Figuras 5A, 5B e 5C). No entanto, o RAP não apresentou a mesma eficiência em detectar a ocorrência de apaiaris e de tamboatás. Apesar do RAP registrar a ocorrência de apaiaris em baixas abundâncias, o número de lagos em que a espécie ocorreu foi muito baixo e isto pode interferir na interpretação da eficácia do método para esta espécie (Tabela 5; Figura 5D). Para o tamboatá o RAP apresentou eficiência de detecção com a espécie em baixas abundâncias, mas omitiu o registro da sua presença em alguns lagos onde ela ocorria em alta abundância (Tabela 5; Figura 5E).

Tabela 5 – Resultados das análises de regressão logística para análise da eficiência do RAP em detectar peixes exóticos. N se refere ao número de lagos que foram amostrados e *n* ao número de lagos com a incidência da espécie em questão. A última coluna conclui sobre o poder de detecção do RAP para cada espécie.

Peixe	Resultado da regressão logística			Interpretação
	N (n)	X ²	P	
tucunaré	16 (6)	18,565	<0,001	RAP apresenta elevada eficiência
piranha	16 (6)	16,556	<0,001	RAP apresenta elevada eficiência
apaiari	16 (1)	7,485	0,062	RAP falha no registro desta espécie
bagre Africano	16 (2)	4,708	0,030	RAP apresenta elevada eficiência
tamboatá	16 (3)	2,954	0,085	RAP falha no registro desta espécie

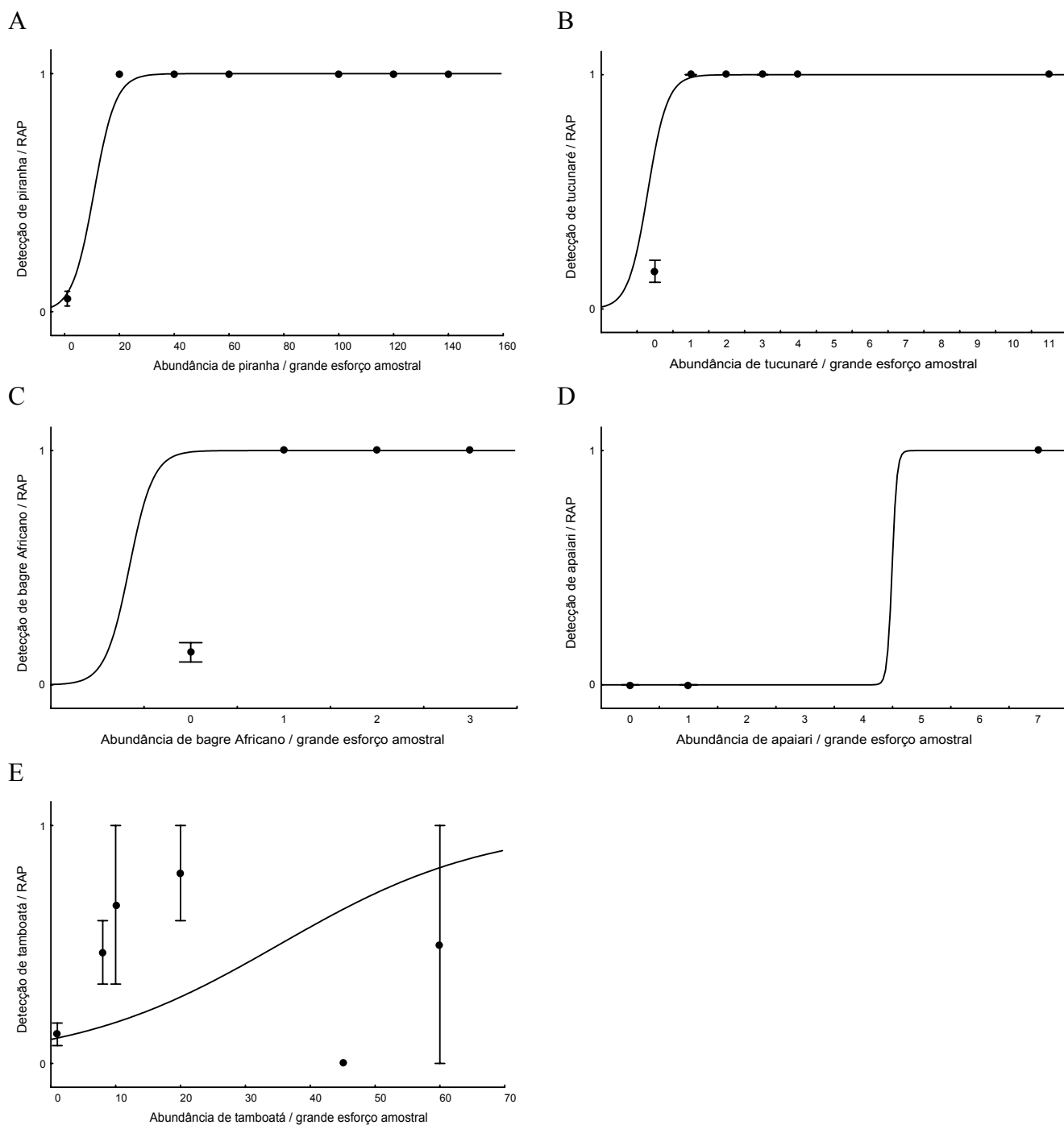


Figura 5 – Resultados das análises de regressão logística para análise da eficiência do RAP em detectar peixes exóticos. Piranha (A), tucunaré (B), bagre Africano (C), apaiari (D) e tamboatá (E).

DISCUSSÃO

Uso do RAP no médio rio Doce

Os resultados do RAP são seguros para a avaliação da incidência de peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce. Eles apresentam eficiência de detecção de peixes exóticos equivalente à eficiência de detecção dos estudos de grande esforço amostral. As espécies exóticas detectadas foram sete e elas têm a sua ocorrência em um número de lagos muito variável, sendo a piranha e o tucunaré mais freqüentes e as outras cinco (tamboatá, tambaqui, tilápia, bagre Africano e apaiari) menos freqüentes nos lagos estudados.

Apesar da eficácia do RAP em detectar os peixes exóticos nos lagos estudados, as técnicas de amostragem utilizadas apresentaram eficiência muito distinta, corroborando a necessidade do seu uso conjunto. Nos lagos do PERD ocorreu uma relativa distribuição da importância entre as técnicas empregadas para detecção de peixes exóticos, mas a técnica de pesca com as redes foi a mais eficiente. Esta técnica, entretanto, não apresentou a mesma eficácia na área da CAF. Uma possível explicação para essa diferença seria uma maior abundância das espécies de peixes exóticos nos lagos do PERD. A ausente ou pequena (devido a indícios de pesca ilegal) pressão de pesca no PERD e a possibilidade do tempo desde a introdução dos peixes exóticos nos lagos do PERD ser mais longo, devem permitir que as populações exóticas do PERD possuam maior abundância. Isto se deveria à menor retirada de indivíduos da população e ao maior tempo disponível para crescimento populacional. Consequentemente, a maior abundância destas espécies aumentaria a eficácia de sua captura por meio de redes de espera.

Nos lagos da CAF, a entrevista com pescadores amadores foi a técnica de amostragem mais importante para o resultado final do inventário de peixes exóticos. Sem esta técnica, o RAP não

indicaria a presença de peixes exóticos em oito dos treze lagos que possuem estas espécies, reduzindo a incidência de exóticos para apenas cinco lagos. Muito possivelmente, a eficiência da técnica das entrevistas com os pescadores amadores para a detecção de peixes exóticos, se deve à experiência deles no uso de petrechos de pesca e também ao tempo que investem na pescaria. Tanto a experiência como o tempo de pesca são variáveis que podem aumentar as chances dos pescadores amadores capturarem peixes exóticos.

A destacada eficiência de detecção de peixes exóticos por meio da técnica de pesca com redes no PERD e da entrevista com pescadores amadores na CAF não torna as outras técnicas menos importantes. Os métodos de identificação visual e de pesca com iscas artificiais são responsáveis por alguns registros exclusivos (sem o registro por outras técnicas) de peixes nos lagos. Exemplos são a detecção de tucunarés pelo método visual no lago Baixa Verde da CAF e Aníbal e Palmeiras do PERD e a detecção de tucunarés pelo método de pesca com iscas artificiais nos lagos Gancho, Juquita, Meio, Preta e Terceira do PERD. Novamente é corroborada a necessidade de uso em conjunto das diferenças técnicas amostrais no RAP.

Apesar dos pescadores amadores serem citados como possíveis dispersores dos peixes exóticos entre os lagos do médio rio Doce (Latini et al. 2004), o resultado obtido a partir das entrevistas indica a grande importância que eles possuem para a obtenção de soluções para o problema. Este mesmo resultado indica que estudos de inventário rápido de peixes devem anexar a suas técnicas de amostragem a entrevista com pescadores amadores. Estudos sobre dinâmica de estoques pesqueiros utilizam informações fornecidas por pescadores (e.g. Fontenele & Peixoto 1979; Cetra & Petrere 2001; Petrere et al. 2004). Agora parece ser a vez para outras linhas de pesquisa, como a ecologia de invasões biológicas, começar a fazer o mesmo.

A destacada importância da entrevista com pescadores nos leva a uma questão: se ela foi tão relevante para a confirmação da presença de peixes exóticos nos lagos da CAF, então, a sua ausência poderia comprometer a eficácia do RAP, nos lagos do PERD? Piranhas e tucunarés foram muito comuns, e detectados em 29 dos 32 lagos do PERD. Nos três lagos onde não foram detectadas (Azul, Gambazinho e Lagoinha), o estudo de Latini & Petrere (2004), que empregou um grande esforço amostral, confirmou a ausência destas espécies. Assim, considero que a impossibilidade de realização de entrevistas a pescadores no PERD não afetou a confirmação da incidência de piranhas e tucunarés nos lagos do PERD. Quanto aos outros peixes exóticos, a sua menor abundância nos lagos sugere uma menor chance de detecção pelo RAP. No entanto, o RAP não omitiu nenhuma ocorrência de tilápia, e bagre africano na CAF e de apaiari no PERD, tendo ainda detectado a ocorrência de bagre africano em um lago da CAF que as coletas bimestrais não detectaram, ou seja, apresentou grande capacidade de detecção de outros peixes exóticos. Além disto, o estudo anterior de Latini & Petrere (2004) que possui um esforço de pescarias com redes 416 vezes superior ao mesmo esforço do RAP, tampouco detectou a ocorrência de qualquer uma destas espécies, reforçando a sua qualidade.

A detecção de piranhas, tucunarés e bagres Africanos pelo RAP, mesmo em baixas abundâncias, reforçam a qualidade do RAP e em especial a participação dos pescadores. No lago Palmeirinha, por exemplo, após a execução de todas as coletas bimestrais, somente cinco piranhas foram capturadas, indicando uma abundância populacional muito baixa, possivelmente retrato de invasão recente ou mal sucedida da espécie. No entanto a espécie foi registrada na entrevista com pescadores e participou da composição do conjunto de peixes exóticos do lago. Igualmente o tucunaré foi um peixe com baixa abundância nas coletas bimestrais e no estudo de Latini & Petrere (2004), mas o RAP pôde detectá-lo.

Contudo, a detecção da ocorrência de apaiaris e tamboatás foi menos eficiente. No RAP dos 56 lagos, os apaiaris somente ocorreram em seis. Nos 10 lagos da CAF e nos seis do PERD (utilizados para

avaliar o RAP) a espécie só ocorreu em um lago em cada região (Ariranha na CAF e Águas Claras no PERD), confirmado pelo RAP no PERD e omitido na CAF. Este baixo número de ocorrências não permite a avaliação adequada do RAP. Quanto aos tamboatás, ao contrário dos tucunarés, os pescadores da região não gostam da sua pescaria, tampouco de utilizá-lo na alimentação. Na região, um dos nomes comuns desta espécie é “peixe-pedra” (observação pessoal) e é possível que esse nome esteja associado ao desprezo dos pescadores da região pela sua pescaria, além de suas características morfológicas típicas desta família de peixes, como a sobreposição de placas ósseas sobre o corpo. Apesar de não ter visualizado em campo, é possível que os pescadores amadores descartem os peixes desta espécie e, deste modo, mesmo que em algumas entrevistas sua ocorrência tenha sido mencionada, ela não foi confirmada no RAP devido a ausência de um indivíduo capturado pelo pescador. Isto indica a necessidade de avaliar a possibilidade de aceitar o depoimento do pescador amador sem a visualização do pescado.

O sucesso do RAP indica a possibilidade de seu uso em planos de monitoramento de invasão de espécies exóticas em grandes áreas como o médio rio Doce. O monitoramento de corredores de dispersão e de regiões mais susceptíveis às invasões já é indicado como uma medida preventiva a novas invasões (Van Riel et al. 2000) já que os custos para o controle e a erradicação de espécies exóticas podem ser bastante reduzidos, caso haja a detecção precoce da sua ocorrência (Heger & Trepl 2003). A previsão e o monitoramento de regiões mais susceptíveis para a invasão de espécies devem obter alguns dos melhores resultados possíveis para minimizar os prejuízos e os custos ambientais associados a este problema ambiental (Zalba et al. 2000; Kolar & Lodge 2001). Assim, uma política de preservação e um sistema de monitoramento constante são medidas essenciais para a preservação da ictiofauna da região do médio rio Doce. Em situações muito pessimistas, se a política de prevenção vigente da região falhar, e ocorrer uma invasão (ou uma nova invasão), o monitoramento pelo RAP se prestaria para a detecção

precoce do problema, elevando assim as chances de sucesso de medidas de manejo, como programas de erradicação.

Em função da crescente atividade comercial e turística, repetidos eventos de invasões biológicas ocorrem hoje em escala global em ambientes naturais e modificados pelo homem, tornando susceptíveis os ecossistemas de todo o mundo (Sax & Brown 2000). A exemplo do que ocorre na África (Barel et al. 1985), na América do Norte (Ricciardi & MacIsaac 2000) ou na Europa (Elvira & Almodóvar 2001; Irz et al. 2004; Winfield & Durie 2004), no trecho médio da bacia do rio Doce as invasões de peixes exóticos causam a extinção local de várias espécies nativas (Godinho et al. 1994; Latini & Petrere 2004).

A experiência global indica que os planos de manejo (controle e erradicação) para espécies exóticas produzem resultados inesperados por intermédio de experimentos não controlados (Simberloff 2001b). Existem numerosos exemplos de tentativas ineficientes de controle de espécies exóticas que são atribuídas ao grande número de relações possíveis entre invasores, comunidade nativa e ambiente invadido, incluindo os moradores locais (Simberloff 2001a). Estas relações podem inclusive gerar efeitos inesperados sobre as espécies nativas que não deveriam ser alvo (Van Riel et al. 2000), além da rejeição dos moradores locais, quanto ao plano de controle e ou erradicação, quando estes exóticos têm algum interesse econômico ou apelo sentimental (Kolar & Lodge 2001). Estas experiências prévias indicam que as medidas mais urgentes para abordar o problema ambiental na região do médio rio Doce são (i) a priorização dos lagos não invadidos, submetendo-os a um monitoramento contínuo e (ii) a conscientização da população local sobre o problema, para dificultar a continuidade da dispersão regional destas espécies.

Do RAP à biologia da conservação!

Apesar da dificuldade de manejar as invasões, a obtenção da incidência de espécies exóticas em regiões invadidas é uma condição primária para efetuar estudos com estes organismos (Clout 2004). Somente com posse dessas informações é possível: *i*) analisar a eficiência da dispersão de invasores; *ii*) identificar o caminho das invasões e a sua expansão, após a colonização dos novos ambientes; *iii*) construir modelos preditivos da incidência futura dos invasores e *iv*) avaliar a importância do impacto ecológico. Particularmente em sistemas de grande escala espacial, o uso do RAP pode ainda ser uma boa opção para obter a incidência das espécies exóticas a curto prazo e tentar prevenir a sua dispersão.

A comprovação da eficiência dos métodos de inventário rápido de espécies é indispensável para a obtenção de estimativas confiáveis que orientem a tomada de decisões para a conservação de ecossistemas ameaçados (Higgins & Ruokolainen 2004). Um sistema de monitoramento simples e eficiente, como o método que aqui apresentei pode servir como base para um inventário rápido e de baixo custo que pode fomentar a produção de mapas de distribuição e taxas de dispersão de um invasor. Com este conhecimento, tomadores de decisão podem mais facilmente planejar tanto o combate das espécies exóticas como a proteção da biodiversidade nativa.

Além da possibilidade de uso do RAP que aqui apresento para avaliar a ocorrência de peixes exóticos e planejar as decisões a respeito dos invasores, a qualidade deste RAP indica ainda a possibilidade do seu uso para a finalidade inicial proposta para os RAPs: o inventário de biodiversidade em regiões pouco conhecidas (Moore & Wilson 2000; Herzog et al. 2002). A capacidade de detecção de peixes exóticos mesmo em baixa abundância populacional, indica um potencial em detectar espécies nativas que também possuam abundância populacional naturalmente baixa.

Muito frequentemente o desenvolvimento de nossos estudos é limitado pela escassez de tempo, de financiamento, de pessoal qualificado e às vezes estas limitações interagem com a necessidade em

tomar decisões rápidas para a conservação da biodiversidade. A proposta e a avaliação de métodos de inventário rápido se concretizam, então, como uma nova necessidade para a pesquisa científica e uma nova oportunidade para a biologia da conservação.

REFERÊNCIAS

- Barel CDN, Dorit R, Greenwood PH, Fryer G, Hughes N, Jackson PBN, Kawanabe H, Lowe-McConnell RH, Nagoshi M, Ribbink AJ, Trewavas E, Witte F, Yamaoka K (1985) Destruction of fisheries in Africa's lakes. *NATURE* 315:19-20.
- Beehler BM, Alonso LE (2002) Southern New Ireland, Papua Guinea: A biodiversity assessment. Conservation International. Papua Guinea.
- Britski HA, Silimon KZS, Lopes BS (1999) Peixes do Pantanal. Manual de identificação. Corumbá, MS, Brasil.
- Cetra M, Petrere M (2001) Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil. *FISHERIES MANAG ECOL* 8:153-162.
- Chek E (2004) Health concerns prompt US review of exotic-pet trade. *NATURE* 427:277.
- Chernoff B, Willink PW, Montambault JR (2001) A biological assessment of the aquatic ecosystems of the rio Paraguay basin, alto Paraguay, Paraguay. Conservation International. Paraguay.
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TRENDS ECOL EVOL* 20:110.
- Clout M (2004) Global Invasive Species Programme (GISP) Update. *ALIENS* 13:3-6.
- Elliot JM (1994) Qualitative ecology and the Brown Trout. Oxford University Press., Oxford.
- Elvira B, Almodóvar A (2001) Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *J FISH BIOL* 59A:323-331.
- Ewell JJ, O'Dowd DJ, Bergelson J, Daehler CC, D'Antonio CM, Gómez LD, Gordon DR, Hobbs RJ, Holt A, Hopper KR, Hughes CE, LaHart M, Leakey RRB, Lee WG, Loope LL, Lorence DH, Louda

- SM, Lugo AE, McEvoy PB, Richardson DM, Vitousek PM (1999) Deliberate Introductions of Species: Research Needs. BIOSCIENCE 49:619-630.
- Fontenele O, Peixoto JT (1979) Apreciação sobre os resultados da introdução do tucunaré comum *Cichla ocellaris* (Bloch & Scheider, 1801), nos açudes do Nordeste Brasileiro, através da pesca comercial. BOLETIM TÉCNICO DO DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA 37:109-134.
- Froese R, Pauly D (2004) Fishbase. World Wide Web electronic publication (www.fishbase.org), version (04/2004).
- Géry J (1977) Characoids of the World. T F H Publication Inc. Ltd., Neptune City.
- Godinho AL, Fonseca MT, Araújo ML (1994) The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, von Sperling E (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, pp 77-83.
- Godinho AL, Formagio PS (1992) Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus* sp. sobre a comunidade de peixes da Lagoa Dom Helvécio. Encontro Anual de Aquicultura de Minas Gerais. 10, 93-102.
- Godinho AL, Vieira F (1998) Ictiofauna. In: Costa C (ed) Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG, pp 44-46.
- Harrison JA, Martinez P (1995) Measurement and mapping of avian diversity in southern Africa: implications for conservation planning. IBIS 137:410-417.
- Heger T, Trepl L (2003) Predicting biological invasions. BIOL INVAS 5:313-321.

- Herzog SK, Kessler M, Cahill TM (2002) Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *AUK* 119:749-769.
- Higgins MA, Ruokolainen K (2004) Rapid tropical forest inventory: a comparison of techniques based on inventory data from Western Amazonia. *CONSERV BIOL* 18:799-811.
- Hosmer DW, Lemeshow S (1989) Applied logistic regression. Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Hostache G, Mol JH (1998) Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum litorale* (Siluriforme - Callichthyidae) a synthesis stressing the role bubble nest. *AQUAT LIVING RESOUR* 11:173-185.
- Irz P, Argillier C, Proteau JP (2004) Contribution of native and non-native species to fish communities in French reservoirs. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:165-172.
- Kareiva P, Anderson M (1989) Spatial aspects of species interactions: the wedding of models and experiments. In: Hastings A (ed) *Community Ecology* Springer-Verlag., New York, pp 35-50.
- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *TRENDS ECOL EVOL* 16:199-204.
- Krebs CJ (1999) *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.
- Latini AO (2004) Alien fish in river Doce State Park, Brazil and native fish extinction in tropical lakes; Proposal for alien species management. *ALIENS* 19:23.
- Latini AO, Lima-Júnior DP, Giacomini HC, Latini RO, Resende DC, Espírito-Santo HVM, Barros DF, Pereira TL (2004) Alien fishes in Rio Doce lakes: range, new occurrences and conservation of native community. *LUNDIANA* 5:135-142.

- Latini AO, Petrere M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:71-79.
- Lowe-McConnell RH (1999) *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Machado FA (2003) *História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores*. Universidade Estadual de Campinas 99p.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Cout M, Bazzaz FA (2000) Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *ECOL APPL* 10:689-710.
- May RM (1995) The effects of spatial scale on ecological questions and answers. In: Edwards PJ, May RM, Webb NR (eds) *Large-Scale Ecology and Conservation Biology* Blackwell Science, Oxford, pp 1-17.
- Metzeling L, Chessman B, Hardwick R, Wong V (2003) Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *HYDROBIOLOGIA* 510:39-52.
- MMA/SBF (2000) *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA, Brasília, DF.
- Moore G, Wilson EO (2000) Integrating Science and Conservation. *NATURE* 405:254.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *NATURE* 403:853-858.
- Nelson JS (1994) *Fishes of the World*. John Wiley & Sons, New York.
- Nimer E (1989) *Climatologia do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro.

- O'Dea N, Watson JEM, Whittaker RJ (2004) Rapid assessment in conservation research: a critique of avifaunal assessment techniques illustrated by Ecuadorian and Madagascan case study data. DIVERSITY DISTRIB 10:55-63.
- Parker III TA, Bailey B (1991) A biological assessment of the alto Madidi region and adjacent areas of Northwest Bolivia. Conservation International. Bolivia.
- Petrere M, Barthem RB, Córdoba EA, Gómez BC (2004) Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). REV FISH BIOL FISHER 14:403-414.
- Pimentel D, Lach L, Zuniga R, Morrison D (1999) Environmental and economic costs associated with non-indigenous species in the United States. BIOSCIENCE 50:56-65.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T (2001) Economic and environmental threat of alien plant, animal, and microbe invasions. AGR ECOSYST ENVIRON 84:1-20.
- Ricciardi A, MacIsaac HJ (2000) Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. TRENDS ECOL EVOL 15:62-65.
- Sazima I, Machado FA (1990) Underwater observations of piranhas in western Brazil. ENVIRON BIOL FISH 28:17-31.
- Simberloff D (2001a) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. TRENDS ECOL EVOL 16:273-274.
- Simberloff D (2001b) Inadequate solutions for a global problem? TRENDS ECOL EVOL 16:323-324.
- Smith W, Meredith TC, Johns T (1999) Exploring methods for rapid assessment of woody vegetation in the Batemi Valley, North-central Tanzania. BIODIVERS CONSERV 8:447-470.

- Sutherland WJ (2001) *The Conservation Handbook, Research, Management and Policy*. Blackwell Science, Cornwall.
- Tilman D (1989) Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. In: Likens GE (ed) *Long-term studies in ecology* Springer, New York, USA., pp 136-157.
- Van Riel P, Martins AMF, Backeljau T (2000) Eradication of exotic species. *TRENDS ECOL EVOL* 15:515.
- Weatherhead PJ (1986) How unusual are unusual events? *AM NAT* 128:150-154.
- Willink PW, Chernoff B, Alonso LE, Montambault JR, Lourival R (2000) A biological assessment of the aquatic ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Conservation International. Brasil.
- Winfield IJ, Durie NC (2004) Fish introductions and their management in the English Lake District. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:195-201.
- Zalba SM, Sonaglioni MI, Compagnoni CA, Belenguer CJ (2000) Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. *BIOL CONSERV* 93:203-208.

ANEXOS

Tabela I – Incidência de peixes exóticos (presença 1, ausência 0), obtida por intermédio das coletas bimestrais (CB) realizadas em 10 lagos da região da CAF e por intermédio das coletas realizadas por Latini & Petrere (2004) em 6 lagos da região do PERD, no médio rio Doce, MG.

Área	Lago	Piranha	Tamboatá	Tilápia	Apaiari	Tucunaré	Bagre Africano
CAF	Águas Claras	1	1	0	0	1	0
	Ariranha	1	1	0	1	1	0
	Capim	0	0	0	0	0	0
	Crentes	0	0	1	0	0	0
	Ferrugem	0	0	0	0	0	0
	Nova	0	0	0	0	0	0
	Palmeirinha	1	1	0	0	1	1
	Poço redondo	0	1	0	0	0	0
	Romoalda	0	1	0	0	0	0
PERD	Timburé	0	1	0	0	0	0
	Águas Claras (PERD)	1	0	0	1	1	0
	Azul	0	0	0	0	0	0
	Bonita	1	0	0	0	1	0
	Gambá	1	0	0	0	1	0
	Gambazinho	0	0	0	0	0	0
	Lagoinha	0	0	0	0	0	0

Tabela II – Incidência de peixes exóticos (presença 1, ausência 0), obtida por intermédio das coletas bimestrais (CB) e por intermédio do RAP, em 10 lagos da região da CAF.

Lago	Incidência de Exóticos pelas CB	Incidência de Exóticos pelo RAP	Incidência de piranha pelas CB	Incidência de piranha pelo RAP	Incidência de tamboatá pelas CB	Incidência de tamboatá pelo RAP	Incidência de tilápia pelas CB	Incidência de tilápia pelo RAP
Águas Claras	1	1	1	1	1	0	0	0
Ariranha	1	1	1	1	1	0	0	0
Capim	0	0	0	0	0	0	0	0
Crentes	1	1	0	0	0	0	1	1
Ferrugem	0	0	0	0	0	0	0	0
Nova	0	0	0	0	0	0	0	0
Palmeirinha	1	1	1	1	1	1	0	0
Poço redondo	1	1	0	0	1	1	0	0
Romoalda	1	1	0	0	1	1	0	0
Timburé	1	0	0	0	1	0	0	0

Continuação da Tabela II.

Lago	Incidência de apaiari pelas CB	Incidência de apaiari pelo RAP	Incidência de tucunaré pelas CB	Incidência de tucunaré pelo RAP	Incidência de bagre Africano pelas CB	Incidência de bagre Africano pelo RAP	Número de espécies exóticas pelas CB	Número de espécies exóticas pelo RAP
Águas Claras	0	0	1	1	0	0	3	2
Ariranha	1	0	1	1	0	1	4	3
Capim	0	0	0	0	0	0	0	0
Crentes	0	0	0	0	0	0	1	1
Ferrugem	0	0	0	0	0	0	0	0
Nova	0	0	0	0	0	0	0	0
Palmeirinha	0	0	1	1	1	1	4	4
Poço redondo	0	0	0	0	0	0	1	1
Romoalda	0	0	0	0	0	0	1	1
Timburé	0	0	0	0	0	0	1	0

Tabela III – Incidência de peixes exóticos (presença 1, ausência 0), obtida por intermédio do estudo de Latini & Petrere (2004) e do RAP, em 6 lagos da região do PERD.

Lago	Incidência de exóticos pelo estudo de Latini & Petrere 2004	Incidência de exóticos pelo RAP	Incidência de piranha pelo estudo de Latini & Petrere 2004	Incidência de piranha pelo RAP	Incidência de apaari pelo estudo de Latini & Petrere 2004	Incidência de apaari pelo RAP
Águas Claras (PERD)	1	1	1	1	1	1
Azul	0	0	0	0	0	0
Bonita	1	1	1	1	0	0
Gambá	1	1	1	1	0	0
Gambazinho	0	0	0	0	0	0
Lagoinha	0	0	0	0	0	0

Continuação da Tabela III.

Lago	Incidência de tucunaré pelo estudo de Latini & Petrere 2004	Incidência de tucunaré pelo RAP	Número de espécies exóticas pelo estudo de Latini & Petrere 2004	Número de espécies exóticas pelo RAP
Águas Claras (PERD)	1	1	3	3
Azul	0	0	0	0
Bonita	1	1	2	2
Gambá	1	1	2	2
Gambazinho	0	0	0	0
Lagoinha	0	0	0	0

CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS LOCAIS E ESPACIAIS SOBRE A INVASÃO DE PEIXES EXÓTICOS NO SISTEMA DE LAGOS DO MÉDIO RIO DOCE, MG, BRASIL

INTRODUÇÃO

A dispersão natural dos organismos é determinada pela interação entre as características ambientais dominantes e as características bionômicas da espécie migradora (Huston 1994; Mack et al. 2000). A distância entre o novo habitat a ser ocupado e a fonte de *propágulos*² invasores é talvez uma das principais variáveis abióticas a regular a dispersão natural de espécies (MacArthur & Wilson 1967). Nessa perspectiva, a colonização de novos habitats deve ser inversamente proporcional à distância entre a fonte e o habitat alvo dos invasores e diretamente proporcional ao tamanho do habitat alvo.

Devido à intermediação humana, a capacidade de dispersão das espécies tem aumentado muito, superando o esperado caso somente os processos naturais a determinasse (Pimentel et al. 2001; Olden et al. 2004). Estas espécies que possuem a sua invasão em novos habitats intermediada pelo homem são nomeadas “espécies exóticas” (Colautti & MacIsaac 2004) e constituem a principal causa de extinção de aves e de mamíferos e a segunda principal causa de extinção de peixes no planeta (Clavero & García-Berthou 2005).

Para que a invasão de habitats resulte em sucesso, ao menos quatro etapas têm de ser cumpridas pela espécie invasora (Heger & Trepl 2003) (Figura 1): i) migração de ao menos um propágulo da espécie exótica que lhe permita alcançar o novo habitat a ser invadido; ii) sobrevivência dos indivíduos e reprodução para que o propágulo invasor se estabeleça no novo habitat; iii) alcance do tamanho populacional mínimo viável para que o habitat seja colonizado (cumprida essa etapa, se tem a colonização da espécie exótica) e, iv) colonização de novas localidades a partir do habitat invadido (cumprida essa etapa, se tem uma espécie exótica invasora). A dificuldade de cumprimento destas

² A palavra propágulo(s) aqui será utilizada para se referir ao conjunto de organismos que se dispersa do seu habitat original podendo alcançar e colonizar um novo habitat, como utilizado por Simberloff (1995).

etapas depende da capacidade da espécie em superar as limitações impostas pelo ambiente por onde se dará a sua dispersão e pelo ambiente que está sendo invadido (Heger & Trepl 2003).

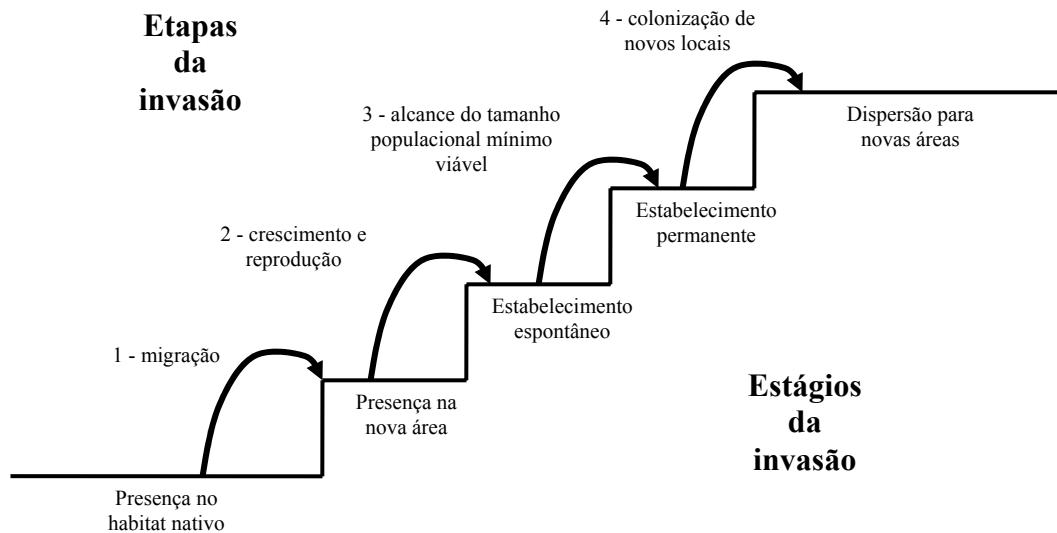


Figura 1 – Etapas e estágios idealizados para que a invasão biológica de qualquer espécie ocorra. Adaptado de Heger & Trepl (2003). Os autores sugerem que a altura dos degraus desta escada hipotética depende da capacidade da espécie superar as limitações ambientais.

Migração e a importância dos corredores de dispersão

Uma etapa antecede a colonização de qualquer organismo em novas localidades: a migração com a transposição de barreiras naturais por um indivíduo ou conjunto de indivíduos invasores e a sua presença no novo ambiente (Kolar & Lodge 2001). Para transpor as barreiras naturais e alcançar o novo ambiente é necessário que o propágulo invasor consiga utilizar algum tipo de *corredor de dispersão*³ que faça a ligação entre o seu habitat nativo e o novo ambiente a ser invadido. Esses corredores possibilitam a transposição da *matriz*⁴ entre os habitats-fonte e os habitats a serem invadidos pelos

³ Referente ao caminho utilizado para a dispersão entre a comunidade fonte e a comunidade a ser invadida.

⁴ A matriz corresponde à área não habitável pela espécie estudada, onde as condições hostis determinam elevados riscos de mortalidade. Neste trabalho, a matriz será o ambiente terrestre, onde os peixes não podem sobreviver, exceto nos corredores de dispersão.

propágulos invasores. Essas matrizes são caracterizadas por sua heterogeneidade, em função da complexidade do arranjo estrutural e pela conectividade (Taylor et al. 1993), em função de componentes estruturais (relacionados à fisionomia da paisagem) e funcionais (relacionados à resposta das espécies à estrutura da matriz), que afetam a dispersão, a colonização e a extinção de populações (Fonseca 2001). A determinação dos corredores de dispersão que serão utilizados para a dispersão de propágulos depende, portanto, das características ecológicas (condições e recursos para sobrevivência) requeridas pelo propágulo invasor e seus vetores de dispersão e da dinâmica da dispersão de ambos (Johnson & Padilla 1996).

As chances de sobrevivência de um propágulo invasor devem aumentar à medida que os corredores de dispersão utilizados apresentem características mais semelhantes às do seu habitat nativo. Caso o corredor de dispersão mantenha recursos e condições disponíveis para (i) a alimentação, (ii) o crescimento e ou para até mesmo (iii) a reprodução do propágulo invasor, o sucesso da invasão torna-se cada vez mais provável. Contudo, em caso contrário, o sucesso da invasão deve ser muito dependente da extensão do corredor e do tempo necessário para a sua travessia (Fraser et al. 1999). Deste modo, supõe-se que a maior parte dos propágulos morra durante o transporte, devido à intolerância das condições e interações hostis nos corredores de dispersão (Kolar & Lodge 2001), como por exemplo, a pressão de predação de uma espécie limitando a dispersão de outra (Fraser et al. 1999).

A maior parte dos artrópodes, parasitas e vírus tem introdução accidental a partir de espécies maiores que são introduzidas intencionalmente pelo homem (Pimentel et al. 2001). Além destes, há muitos outros organismos que são introduzidos sem intenção humana (Atkinson 1996), como por exemplo, através do transporte de mercadorias (Hall & Mills 2000) e da descarga de água de lastro de navios (Wasson et al. 2001). Portanto, mesmo que não tenha havido a intenção humana de introduzir

determinado organismo, é possível determinar seus principais ou mais prováveis corredores de dispersão e, em alguns casos, interferir a fim de reduzirmos ou pararmos o processo de invasão.

Estabelecimento: crescimento, reprodução e população mínima viável

Se os propágulos sobreviverem no corredor de dispersão e atingirem o novo ambiente, eles precisam ainda, sobreviver às interações com as espécies nativas e encontrar condições propícias para se desenvolver e propagar (Sakai et al. 2001). O quanto mais bem estruturada for a comunidade invadida, mais difícil ela será de ser invadida: a composição em espécies (Elton 1958), a diversidade de grupos funcionais (Lavorel et al. 1999) e a quantidade de interações tróficas (Sakai et al. 2001) reduzem a sua *invasibilidade*⁵, devido ao aumento das interações antagônicas entre espécies nativas e o propágulo invasor (Baltz & Moyle 1993; Lonsdale 1999).

As principais variáveis químicas que afetam a composição das comunidades nos ecossistemas aquáticos são os níveis de oxigênio dissolvido e de acidez (Jackson et al. 2001). Em lagos, peixes predadores de maior porte são menos vulneráveis ao incremento de acidez do que os de menor porte (Rahel & Magnuson 1983), mas requerem maiores níveis de oxigênio dissolvido devido à sua maior atividade comportamental (Magnuson et al. 1985). Quando as condições químicas do ambiente a ser invadido são muito diferentes daquelas do habitat nativo dos invasores, elas se tornam desfavoráveis e reduzem as chances de sobrevivência, crescimento e reprodução dos invasores (Trexler et al. 2000) resultando uma menor invasibilidade das comunidades-alvo (Heger & Trepl 2003).

Regiões de maior heterogeneidade dentro de um ambiente podem reduzir a vulnerabilidade das presas aos predadores (Crowder & Cooper 1982; Hart & Merz 1998) alterando a eficiência com que eles conseguem se alimentar (Hastings 1977; Power et al. 1992). Do ponto de vista da comunidade nativa, estas regiões podem constituir locais onde a riqueza de espécies é maior (Hinch et al. 1991;

⁵ Refere-se à probabilidade da comunidade ser efetivamente invadida por uma nova espécie, que passa a integrá-la.

O'Connor 1991). Por outro lado, do ponto de vista de um propágulo invasor, estas regiões podem constituir locais de maior disponibilidade de recursos ou locais onde a resistência às invasões deve ser maior, já que a sua riqueza de espécies nativas é maior. A determinação da relação da heterogeneidade de habitats com a invasibilidade do habitat deve depender do contexto, considerando-se as espécies nativas e as exóticas e o habitat invadido e as suas condições. Apesar disso, há evidências que mostram a heterogeneidade de habitats como uma importante variável determinando a persistência de populações nativas quando ocorrem introduções de peixes exóticos (Ross 1991; Seehausen et al. 1997).

Perturbações ambientais prévias nos ambientes invadidos podem desestruturar as comunidades nativas, reduzindo o seu número de espécies, de grupos funcionais e de interações tróficas, e aumentando as chances de estabelecimento dos invasores no habitat invadido (Moyle & Light 1996; Dark 2004; Ross et al. 2001; Meador et al. 2003; Horvitz et al. 1998). Particularmente, a própria invasão de espécies exóticas pode desestruturar as comunidades nativas e aumentar as chances de sucesso de uma nova espécie exótica invasora, funcionando como um efeito positivo indireto oriundo da redução da invasibilidade desse habitat, devido às primeiras introduções (Simberloff & Von Holle 1999).

Em função da resistência do ambiente invadido, os propágulos exóticos invasores podem, portanto, passar por uma fase de crescimento populacional muito lenta no ambiente invadido, a “*fase de retardo*” ou “*fase lag*” (Frappier et al. 2003). O tempo de duração desta fase e a sobrevivência destes propágulos durante esse tempo são muito variáveis, sendo afetados pela capacidade dos indivíduos exóticos se encontrarem para reproduzir, pela chance de aclimação, pela possibilidade de adaptação ao novo ambiente e pela ação de eventos ambientais estocásticos (Frappier & Eckert 2003). Somente após a fase de retardo os invasores deverão apresentar crescimento mais acelerado até atingir um tamanho

populacional mínimo viável e, enfim, a capacidade suporte de sua população, neste novo ambiente, estabilizando desse modo a taxa de crescimento populacional (Mack et al. 2000).

Após o sucesso no vencimento de barreiras naturais e no estabelecimento em um novo ambiente do propágulo invasor, a espécie poderá permanecer restrita a este ambiente ou, ainda, continuar a se dispersar a partir do ambiente invadido, em direção a outros (Davis & Thompson 2000). Esta etapa de colonização de novos habitats tem o seu sucesso muito estreitamente relacionado a variáveis que influenciem o número de propágulos invasores, o modo de dispersão e taxas de crescimento populacional (Sakai et al. 2001).

Invasão de espécies exóticas nos lagos do rio Doce, Brasil

O trecho médio da bacia do rio Doce (Minas Gerais, Brasil) abrange um conjunto de aproximadamente 140 lagos que estão sendo invadidos por pelo menos sete espécies de peixes exóticos, sendo que algumas dessas invasões ocorrem desde a década de 70. Os peixes exóticos são oriundos do continente Sul Americano e Africano e foram introduzidos por clubes de pesca e pequenos produtores da região e detectados, pela primeira vez, em trabalhos científicos nos lagos realizados em 1983 (Sunaga & Verani 1991). Entre esses 140 lagos há uma rede de microbacias formada por três riachos principais, Belém, Turvo e Mombaça. Esta rede possibilita a permuta de organismos aquáticos quando os lagos vertem água em direção aos riachos nos períodos de elevada precipitação (Latini 2001), tendo como consequência a dispersão dos peixes exóticos que aí ocorrem (Latini & Petrere 2004). Desde as introduções iniciais estes peixes continuaram a expandir a sua distribuição entre os lagos da região ocorrendo hoje, em cerca de 70% dos lagos da margem esquerda do rio Doce (Latini et al. 2004). Após a sua invasão estes peixes conseguiram colonizar os lagos e devido, sobretudo à capacidade predatória de alguns destes peixes exóticos, causaram a extinção em massa de espécies nativas (Latini & Petrere 2004).

Esta região é um excelente modelo para testar o papel de variáveis locais, espaciais e bionômicas sobre a capacidade de organismos exóticos invadirem novos ambientes. Assim, testei se variáveis abióticas locais, a localização espacial dos lagos e a bionomia das espécies podem afetar a distribuição dos peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce. Para isto, respondi as seguintes perguntas:

A probabilidade de ocorrência de peixes exóticos diminui com o aumento do tamanho dos lagos? O tamanho da lâmina d'água dos lagos reflete a dimensão do habitat disponível para as populações e está diretamente relacionado com a riqueza de espécies nos ambientes terrestres e aquáticos (Ward & Blaustein 1994; Havel et al. 2002). Se a área afeta a quantidade de espécies e o número de interações na comunidade, então o processo de invasão de organismos poderia ser afetado por esta variável já que o sucesso das invasões pode guardar relações inversamente proporcionais à riqueza de espécies e à quantidade de interações tróficas na comunidade invadida (Elton 1958; Lavorel et al. 1999; Sakai et al. 2001). Portanto, espero que o aumento do tamanho dos lagos reduza a probabilidade de ocorrência dos peixes exóticos.

O aumento da forma dendrítica dos lagos reduz a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos? A forma de lagos como uma variável determinante das características de suas comunidades foi testada por Sousa (2000), que encontrou uma relação entre a quantidade de pescado produzida em 50 lagos Amazônicos e a forma geométrica dominante do lago. Neste estudo, Sousa mostrou que lagos de forma dendrítica possuem maior potencial para a pesca, em função do mosaico espacial mais complexo e consequentemente da diversidade de refúgios e de fontes de entrada de energia. É possível que estas características oriundas do mosaico mais complexo possam interferir também no sucesso de colonização dos propágulos de peixes exóticos, já que a maior complexidade estrutural pode levar a uma comunidade mais rica em espécies e, portanto, mais resistente à colonização de invasores (Lavorel

et al. 1999). Desta forma, espero que o aumento da forma dendrítica dos lagos reduza a probabilidade de ocorrência dos peixes exóticos.

A maior disponibilidade de bancos de macrófitas aquáticas reduz a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos nos lagos? A heterogeneidade do habitat afeta a eficiência com que os predadores conseguem capturar as suas presas e com que competidores mais fortes podem interferir sobre os competidores mais fracos (Crowder & Cooper 1982; Power et al. 1992). Consequentemente espero que a probabilidade de sucesso de invasão de peixes exóticos seja menor quando a quantidade de refúgios para as populações nativas forem maiores.

A amplitude das variáveis abióticas dos lagos (oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez) possui intervalos que reduzem a probabilidade de ocorrência dos peixes exóticos? Qualquer espécie vive dentro de um determinado espectro de condições e recursos que caracterizam o seu nicho ecológico com várias dimensões, ocupando cada dimensão os recursos e condições do habitat estudado (Hutchinson 1957). Deste modo, para se estabelecer em novos ambientes, qualquer espécie invasora precisa sobreviver, desenvolver e se propagar dentro da amplitude de variáveis abióticas no novo habitat invadido (Power et al. 1992). A não aclimação de uma espécie (ou do seu propágulo) diante das condições abióticas dominantes conduz a invasão ao fracasso. Desta maneira, espero que existam intervalos de amplitude das variáveis abióticas em que a probabilidade de colonização dos peixes exóticos seja maximizada e outros intervalos em que esta probabilidade seja reduzida.

O tamanho dos corredores de dispersão que ligam os lagos aos riachos limitam a ocorrência de peixes exóticos nos lagos estudados? A colonização de espécies exóticas em novos habitats depende das interações entre o propágulo e o habitat invadido (Heger & Trepl 2003), mas, principalmente, das chances desses propágulos alcançarem os novos habitats (Fraser et al. 1999). Portanto, a distância entre os lagos e os riachos mais próximos deve ser uma variável de grande importância para explicar a

ocorrência de peixes exóticos nos lagos, já que, para alcançarem qualquer lago, os peixes necessitam se deslocar pelo corredor de dispersão até o riacho mais próximo e somente depois podem entrar em outro corredor de dispersão para chegar a outro lago. Portanto, espero que a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos seja maior nos lagos que possuem os menores corredores de dispersão.

A constituição dos corredores de dispersão, a capacidade diferencial de cada espécie em transpor os corredores e o interesse da população humana em dispersar esses peixes afeta a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos nos lagos? Além da extensão dos corredores de dispersão, a sua qualidade também deve afetar a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos nos lagos, já que a sua constituição deve afetar o tempo de manutenção da água vertida dos lagos nos corredores. As espécies de peixes devem responder diferentemente à qualidade dos corredores, em função da sua capacidade em se deslocarem em pequenos volumes de água e de sobreviverem sob baixas concentrações de oxigênio. Além disso, as diferentes espécies exercem diferente atração à sua dispersão pelo homem. Deste modo, eu espero que a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos seja maior quando a cobertura vegetal dos corredores for maior, quando os peixes tiverem formas corporais mais cilíndricas e a presença de mecanismos acessórios de respiração e quando a população local tiver maior preferência pela sua dispersão.

METODOLOGIA

Os lagos estudados

Amostrei 56 lagos naturais na bacia do rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Estes lagos possuem grande variação de tamanho (de 4,9 a 594 hectares), de forma (de forma circular a dendrítica), de produtividade e de turbidez. Trinta e dois destes lagos se encontram em uma unidade de conservação (Parque Estadual do Rio Doce – PERD) e seu uso é restrito à pesquisa científica. Na área do PERD, apenas no Lago Dom Helvécio é permitida a pesca amadora de peixes exóticos. Os demais lagos amostrados se encontram em áreas particulares (Grupo Arcelor – CAF Santa Bárbara) onde seu uso principal se volta à pesca amadora e ao abastecimento de água potável (Figura 2).

Amostragem dos peixes exóticos

Os peixes exóticos até então documentados por trabalhos científicos nos lagos da margem esquerda do rio Doce (Godinho et al. 1994; Latini & Petrere 2004; Latini et al. 2004) são sete (Figura 3): a piranha vermelha *Pygocentrus nattereri* (Kner 1858), o tucunaré *Cichla cf ocellaris* (Bloch and Schneider 1801), o apaiari (ou acará do Amazonas) *Astronotus ocellatus* (Agassiz, 1831), o bagre Africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822), a tilápia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), o tamboatá *Hoplosternum litoralle* (Hancock, 1828) e o tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). No conjunto lacustre da margem direita do rio Doce, além de algumas destas espécies, já foi identificada a presença da pescada do Piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Jorge Dergam A. Santos, comunicação pessoal). As características de comportamento sub-social (cuidado parental) ou de comportamento predatório (ou as duas) estão presentes em todas estas espécies (exceção para o tambaqui) e podem estar relacionadas ao sucesso de colonização destes peixes exóticos (Latini & Petrere 2004). A Tabela 1 apresenta um resumo de aspectos bionômicos destas espécies que serão comentados neste trabalho, extraídos de Froese & Pauly (2004) e Lowe-McConnell (1999).

Tabela 1 – Peixes exóticos do médio rio Doce com a apresentação da dieta, características reprodutivas e mecanismos acessórios de respiração. Códigos indicam a presença de itens vegetais (*veg*), invertebrados (*inv*), sedimento (*sed*) e peixes (*pei*) na dieta; comportamento de construção de ninhos (*nin*), proteção da desova (*pde*) e proteção de jovens (*pjo*). *nr* indica peixes que não se reproduzem nos lagos, *ct* e *p* indicam o comprimento total e peso máximos já registrados. Os dados foram obtidos de Froese & Pauly (2004) e Lowe-McConnell (1999).

Espécie	Características bionômicas gerais dos peixes exóticos										
	Dieta				Reprodução				Biometria		Mecanismo acessório de respiração
	<i>veg</i>	<i>inv</i>	<i>sed</i>	<i>pei</i>	<i>nin</i>	<i>pde</i>	<i>pjo</i>	<i>nr</i>	<i>ct</i> (cm)	<i>p</i> (kg)	
piranha	x	x		x	x	x	x		33	3,85	
tucunaré		x		x	x	x	x		74	6,8	
apaiari	x	x		x	x	x	x		46	1,58	
bagre Afr.				x					170	60	x
tilápia		x	x		x	x	x		45	2,5	
tamboatá	x	x	x		x	x			24*	0,28*	x
tambaqui	x							x	108	30	
pescada Piauí		x		x					74	4,5	

* não disponível em Froese & Pauly (2004); os valores correspondem aos máximos dos indivíduos capturados neste trabalho.

No ano de 2002 apliquei uma rotina de amostragem para um inventário rápido em 74 dos 140 lagos desta região. Esta rotina consistiu na aplicação de quatro métodos de amostragem em todos os lagos: entrevistas com pescadores amadores, a visualização a olho nu, a pescaria com molinetes (30 minutos de lançamentos sucessivos) e a pesca com redes de espera (1 rede de cada uma das malhas 15, 20, 30, 40, 50 e 60 mm, com 10 m de comprimento e 1,6 m de altura, por 30 minutos, totalizando o esforço de 30 m.h⁻¹). Para 56 dos 74 lagos foi possível registrar a incidência (presença ou ausência) de peixes exóticos. Os outros 18 lagos se encontravam secos ou como brejos muito rasos, o que impossibilitou a sua amostragem. Os peixes amostrados foram fixados em formalina a 10% e identificados no laboratório com auxílio de chaves apropriadas (Géry 1977; Garavelo 1979; Britski et al. 1999). Exemplares testemunhos foram depositados no Museu de Zoologia da Universidade Federal de Viçosa.

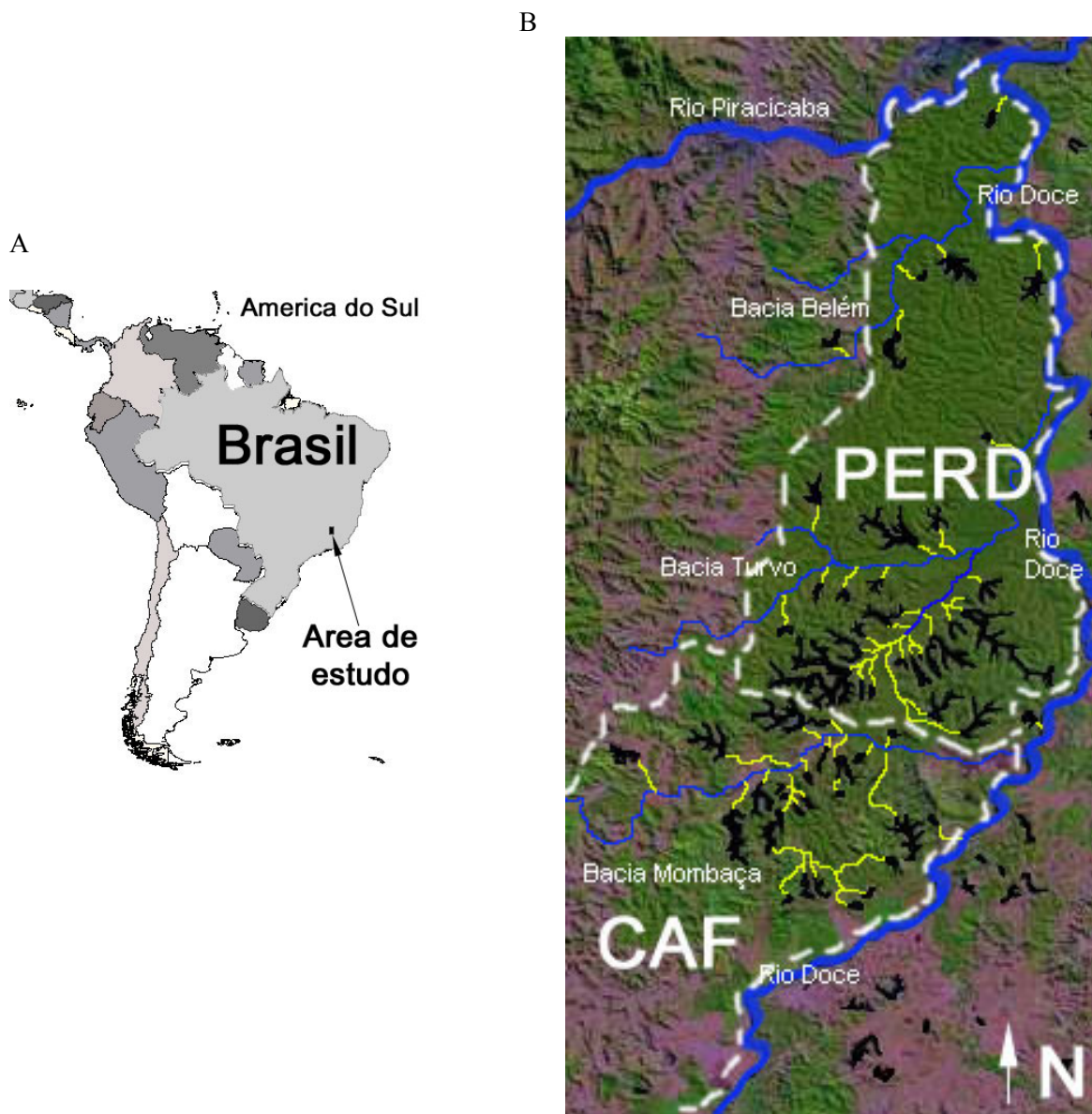


Figura 2 – Localização da região estudada na América do Sul (A). A figura B apresenta um corte de imagem de satélite ilustrando a região de estudo. A imagem indica os lagos (pontos escuros) emersos em uma matriz de mata (PERD) e eucalipto (CAF). O rio Doce se apresenta na figura no sentido sul-norte, fazendo o limite das áreas da CAF e do PERD e as bacias do Belém, Turvo e Mombaça encontram-se quase perpendiculares ao rio Doce. Em preto são representados os lagos e, em branco os cursos d'água temporários formados entre os lagos e riachos.

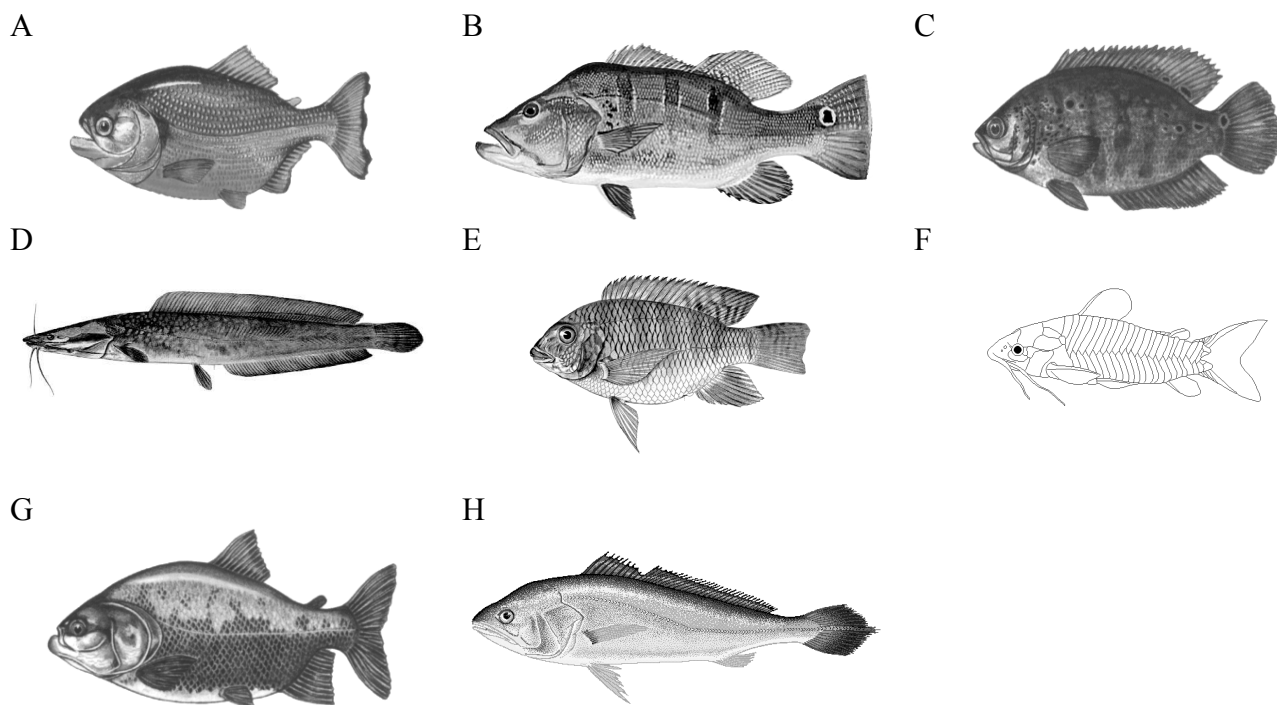


Figura 3 – Desenhos ilustrativos de cada um dos peixes exóticos que já foi registrado nos lagos do médio rio Doce: piranha (A); tucunaré (B); apaiari (C); bagre Africano (D); tilápia (E); tamboatá (F); tambaqui (G), e pescada do Piauí (H). Figuras obtidas de Froese & Pauly (2004).

Amostragem das variáveis explanatórias

Variáveis locais

Área dos lagos

Obtive a área dos 56 lagos estudados (abrangendo as áreas do PERD e da CAF) por meio de um software adequado para a análise de uma imagem de satélite da região (LANDSAT 7 ETM, 2000). Essas medidas constituem a variável explanatória (ou independente) que utilizei para testar a hipótese (i) de que o aumento da área dos lagos reduz a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos.

Forma dos lagos

A forma de um fragmento afeta a relação entre o seu perímetro e a sua área, influenciando o efeito da borda sobre o fragmento e consequentemente a susceptibilidade de sua comunidade a variáveis externas ao fragmento (Esseen 1994; Camargo & Kapos 1995; Jose et al. 1996; Benitez-Malvido 2001).

Para responder se a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos é reduzida em lagos com formas mais dendríticas [hipótese (ii)] precisei expressar a forma dos lagos, de modo a representar o quão dendrítico os lagos são e que pudesse, ainda, ser usado como possível variável explanatória. Para tanto, obtive o índice de forma f que consiste na razão entre o perímetro (p , em metros) e a área (a , em metros quadrados) do lago $f = p/a$ que, para uma área fixa, resulta em valores mais altos para maiores perímetros do lago e, portanto, formas mais dendríticas (Figura 4). Utilizando as fórmulas da área ($a_c = \pi R_c^2$) e do perímetro ($p_c = 2.\pi R_c$) de circunferências, é possível deduzir que a forma $f = p/a$ deriva a expressão $f_c = 2/R_c$. Para cada lago de área aferida, obtive o raio (R_c) correspondente à sua área, caso ele fosse uma circunferência perfeita e, pude obter o valor correspondente a f_c . A diferença da forma f de cada lago da sua forma f_c considerando-o uma circunferência perfeita deve, portanto, representar o quanto o formato do lago se afasta de uma circunferência perfeita e, deste modo, o grau com que ele é dendrítico. Assim, utilizei o resultado da subtração $f-f_c$ para testar a hipótese (ii).

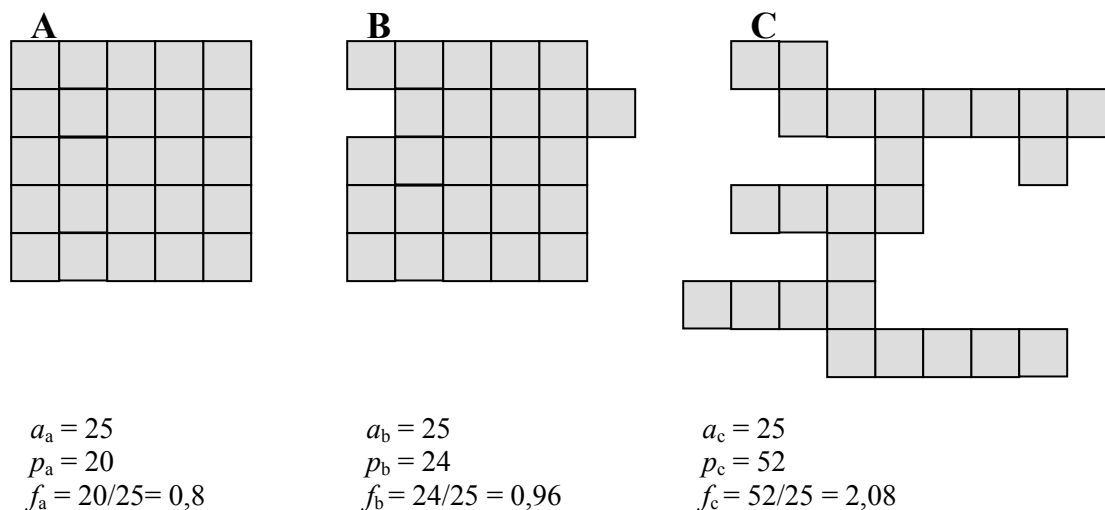


Figura 4 – Representação esquemática do cálculo da área, perímetro e do índice de forma (f) para três lagos hipotéticos, A, B e C, todos com a mesma área, mas de formas diferentes. Cada quadrado representado possui valor de lado igual a 1. Notar que à medida que a estrutura do lago se torna mais dendrítica (indo de A para C) ela ganha em dimensão de perímetro e conseqüentemente em f .

Proporção de refúgios nos lagos

Nos lagos estudados, o principal refúgio disponível para peixes são os agregados de macrófitas aquáticas flutuantes e submersas, sendo representadas principalmente por junco *Eleocharis interstincta*, ninfeas *Nymphaea elegans* e *N. populus*, salvinia *Salvinia auriculata* e aguapé *Eichhornia crassipes*. Para responder a hipótese (iii), que relaciona a maior disponibilidade de bancos de macrófitas aquáticas à redução da probabilidade de ocorrência de peixes exóticos nos lagos, aferi visualmente a área total destes agregados de macrófitas em 16 lagos, no mês de fevereiro de 2003.

Para medir as áreas destes agregados de macrófitas, em cada um desses 16 lagos, naveguei em suas margens e transcrevi para uma folha com o desenho do contorno do lago, o croqui com as estimativas da área de macrófitas aquáticas visualizadas (Figura 5). No laboratório, as medidas de campo foram comparadas com medidas de percursos idênticos na imagem de satélite que ilustra a

região de estudo (Figura 2B) para calibragem das dimensões estimadas no campo. As macrófitas aquáticas submersas não foram utilizadas dada a dificuldade de estimar a sua cobertura nestes lagos que muitas vezes apresentam grandes profundidades médias e turbidez muito variável.

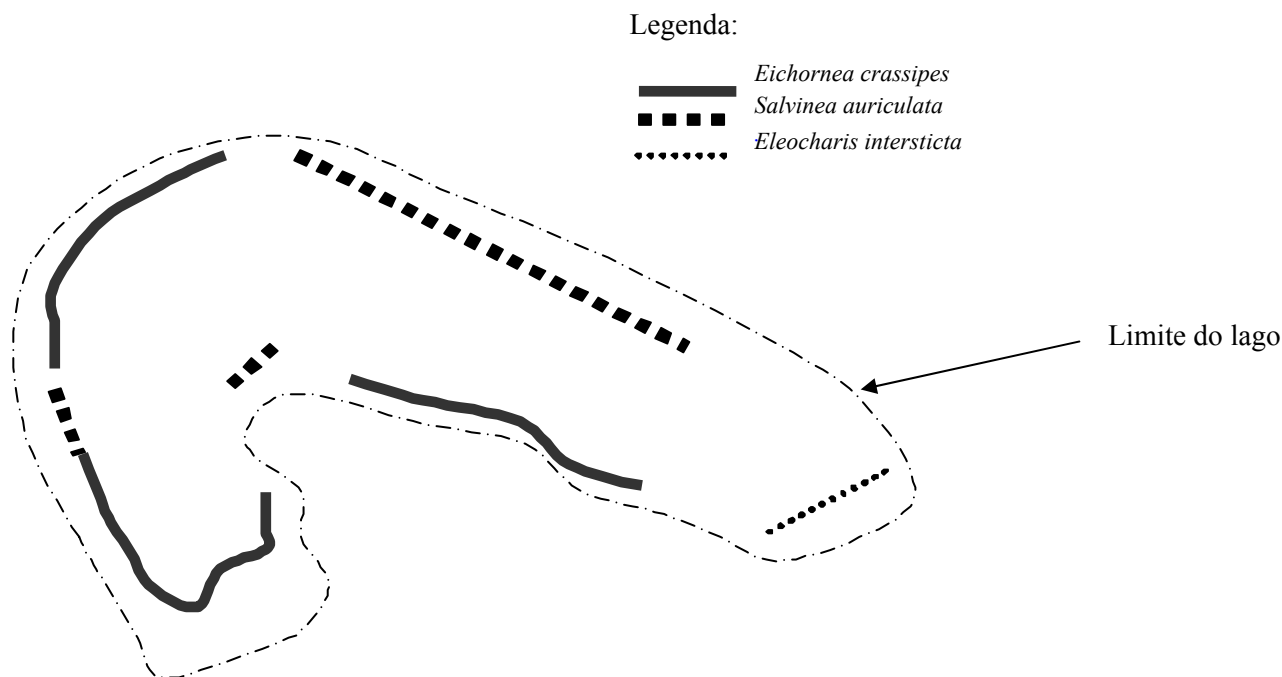


Figura 5 – Representação simplificada do croqui obtido para o cálculo da cobertura de macrófitas em um lago hipotético. As linhas representam agregados de macrófitas aquáticas distintas. Para cada agregado estimei a sua largura média e o seu comprimento total, o que possibilitou obter uma estimativa da sua área total. A linha mais externa representa o limite do lago, como indica a seta.

Qualidade d'água

Amostrei com o auxílio de equipamentos eletrônicos, os teores de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) em 22 lagos, o pH em 15, os níveis de condutividade elétrica ($\mu\text{mho.cm}^{-1}$) em 19 lagos e de turbidez (ntu – “nephelometric turbidity units”) da coluna d'água em 18. Estas foram as variáveis explanatórias utilizadas para testar a hipótese (iv) que relaciona a probabilidade de ocorrência dos peixes exóticos com a variação das variáveis abióticas dos lagos.

Variáveis espaciais

Os corredores de dispersão

A ocorrência dos peixes exóticos nos lagos da região deve estar relacionada com o sucesso do propágulo em um novo lago colonizado, mas, primariamente, deve depender das chances desses propágulos alcançarem os novos lagos. As três microbacias da região interligam os lagos nas duas unidades de paisagem dominantes na região: Floresta Estacional Semidecídua (PERD) e plantios de eucalipto (CAF Santa Bárbara). Além dos riachos perenes há as vazantes temporárias que se formam a partir dos lagos durante os períodos de elevada precipitação pluviométrica, o que possibilita uma permuta da fauna aquática entre as águas dos lagos e dos riachos (Latini & Petrere 2004).

Caso um ambiente invadido funcione como comunidade-fonte para invasões futuras, a distância deste e os demais ambientes-alvo, bem como a constituição da matriz dos corredores que os interligam, podem interferir sobre o processo de dispersão dos exóticos (Havel et al. 2002). Entre os lagos da região estudada, os corredores de dispersão para os peixes exóticos são temporários, pois constituem o caminho percorrido pela água quando os lagos vertem o excesso hídrico recebido no período das chuvas.

Esta hipótese de dispersão depende do pressuposto de que os peixes exóticos não habitam os riachos da região. Este já é um fato comprovado por um estudo anterior onde a captura de qualquer peixe exótico nos riachos só ocorreu no período das chuvas (Pereira et al. 2005). É possível que características intrínsecas destes riachos determinem a escassez de recursos alimentares para os peixes exóticos, impossibilitando o uso dos corredores como habitat, por exemplo, no inverno, quando a precipitação regional é baixa e o volume d'água dos riachos também. Estes apontamentos indicam novamente a importância de se relacionar a dimensão destes corredores de dispersão com o sucesso de invasão dos peixes exóticos, já que na ausência de função de habitat nos corredores de dispersão, o

sucesso da invasão deve ser muito dependente da extensão do corredor e do tempo necessário para a sua travessia (Fraser et al. 1999).

Portanto, identifiquei na imagem de satélite da região (LANDSAT 7 ETM, 2000) os corredores de dispersão para cada um dos 56 lagos estudados, viáveis para a dispersão de peixes em períodos de elevada pluviosidade (Figura 2). Esses corredores se iniciam na vazante do lago e terminam em um riacho ou rio. Eles constituem caminhos não-lineares determinados pela topografia local e que são visíveis na imagem de satélite (Figura 2; Figura 6). A posição da vazante em cada um dos lagos foi confirmada em campo para aumentar a eficiência do método. Após a determinação dos corredores de dispersão, cada um deles teve o seu comprimento medido com o uso da imagem de satélite e esta consistiu a variável utilizada para testar se a distância dos corredores de dispersão que liga os lagos aos riachos limita a ocorrência de peixes exóticos nos lagos estudados [hipótese (v)].

No entanto, a travessia dos peixes exóticos entre os lagos estudados deve ser afetada não só pela extensão do corredor como também pelas características internas desses corredores. Os tipos de unidade de paisagem que facilmente se distinguem na região e que compõem os corredores são: solo exposto, capoeira, brejo, eucalipto e mata (Figura 2). Cada um deles, que compõem os corredores, pode facilitar ou dificultar a transposição dos peixes. A esta propriedade dos corredores, que aumenta ou reduz a facilidade de dispersão dos peixes, nomearei a partir daqui, de *permeabilidade*.

Como relacionar esses diferentes tipos de unidade de paisagem à transposição dos peixes nos corredores? Os corredores de dispersão entre os lagos estudados só podem exercer essa função em um período limitado de tempo, restrito à estação chuvosa, quando os lagos e riachos elevam seu volume hídrico e preenchem os corredores de água. A manutenção desses corredores além de depender do período em que se concentram as chuvas, depende também da quantidade de tempo que são transponíveis para os peixes, ou seja, do tempo que podem manter água em seu interior e da altura que

estão em relação ao nível médio da água na região. Agora sim, é possível relacionar os diferentes tipos de unidade de paisagem à transposição dos peixes nos corredores, pois a diferente cobertura vegetal das unidades de paisagem afeta a velocidade de evaporação da água nos corredores de dispersão e, portanto, a sua permeabilidade. Assim, as unidades de paisagem distintas devem possibilitar diferentes velocidades de evaporação e escoamento da água que os corredores de dispersão recebem no período chuvoso. Para construir uma relação entre o tipo de unidade de paisagem e essas duas fontes de perda de água dos corredores, parti do pressuposto de que a quantidade de cobertura vegetal em cada unidade de paisagem é inversamente proporcional à evaporação (solo exposto > pasto > brejo > eucalipto > mata) e ao escoamento (exceto brejo: solo exposto > pasto > eucalipto > mata > brejo), apresentando a mesma quantidade de perda de água por evaporação e escoamento em qualquer ponto da região estudada, se considerado um mesmo tipo de unidade de paisagem.

Atribuí valores (dada uma escala de ordenamento) a todos os tipos de unidade de paisagem relacionando a sua estrutura à permanência da água vertida dos lagos em seu interior e mantendo uma relação direta destes valores com a perda de água no corredor de dispersão (Tabela 2). Para testar a hipótese (vi), de que a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos é afetada pela constituição dos corredores de dispersão, produzi o índice *resistência da unidade de paisagem* (R_p), que foi obtido para cada unidade de paisagem através da média aritmética entre os valores de evaporação e escoamento (Tabela 2). Cada R_p , portanto, representa uma medida de resistência da unidade de paisagem à sua transposição pelos peixes exóticos.



Figura 6 – Corredores temporários de dispersão entre lagos e riachos do médio rio Doce. A ilustra a captura de um exemplar de tambaotá *H. litoralle* no corredor de dispersão do lago Jacaré (CAF) e B a visualização de um corredor de dispersão dentro da mata do PERD. C ilustra o ponto onde foi registrada a fotos A, além do ribeirão Mombaca ao centro e as vazantes dos lagos em direção ao ribeirão.

Tabela 2 – Coeficientes de resistência obtidos para cada tipo de unidade de paisagem. O valor de Rp foi obtido através da média aritmética entre a evaporação e escoamento da água nos corredores de dispersão em função da cobertura vegetal das unidades de paisagem.

Unidade de Paisagem	Evaporação	Escoamento	Rp
Mata	1	2	1,5
Brejo	3	1	2
Eucalipto	2	3	2,5
Pasto	4	4	4
Solo exposto	5	5	5

Para testar a hipótese (vi), as distâncias absolutas dos corredores de dispersão foram associadas às unidades de paisagem, obtendo uma nova medida do tamanho do corredor de dispersão, mas agora, associada à permeabilidade da matriz. Para me referir a esta nova medida de tamanho dos corredores de dispersão utilizarei aqui o nome *comprimento modificado* (C_m) dos corredores. Essa medida foi calculada para cada corredor de dispersão de cada um dos lagos, por meio da equação 1, que obtive por adaptações de outro estudo de permeabilidade de habitats (Fonseca 2001).

$$C_m = \sum d \times Rp \quad \text{Equação 1}$$

Onde: C_m é o comprimento modificado do corredor de dispersão, d é a distância em metros e Rp é o coeficiente de resistência das diferentes unidades da paisagem, oferecida ao deslocamento dos peixes nos corredores de dispersão. A este valor de Rp correspondem os diferentes coeficientes de resistência obtidos, conforme a Tabela 2.

Concordando com Fonseca (2001), optei por não levar em conta a ordem espacial com que cada unidade de paisagem surge dentro do corredor, para o cálculo de C_m . Os valores de C_m foram relacionados com a presença de cada espécie invasora, levando-se em consideração que os cursos d'água perenes constituem corredores permanentes para os propágulos colonizadores dos lagos. Em lagos onde a inspeção em campo ou na imagem de satélite forneceu a interpretação da existência de dois

corredores de dispersão, sempre trabalhei com o corredor de menor extensão já que este deve ser o que se mantém mais tempo ativo para a dispersão dos peixes.

A fim de obter mais fidelidade com relação à dispersão de cada peixe exótico e medir melhor a permeabilidade dos corredores, gerei novos valores de resistência das unidades da paisagem considerando a capacidade de dispersão de cada um dos peixes exóticos. Esta capacidade de dispersão dos peixes exóticos foi inferida com o uso da forma do seu corpo e com a presença de mecanismos acessórios de respiração (Tabelas 3 e 4). Para continuar testando a hipótese (vi), a equação 1 foi utilizada para os novos valores de R obtidos.

Formas de corpo dos peixes mais serpentiformes, com alturas mais próximas da largura, devem implicar em maior facilidade de deslocamento em ambientes encharcados, enquanto que formas achatadas dorso-ventralmente, com altura superior à largura, comparativamente implicam em mais dificuldade para o deslocamento nos mesmos locais. Para expressar esta comparação, A forma corporal de cada espécie foi obtida pela expressão $forma_corporal = altura / largura$, onde a altura representa a medida perpendicular ao eixo longitudinal dos peixes, da distância linear entre a inserção da nadadeira dorsal e o ventre do peixe e a largura representa a distância linear entre as nadadeiras peitorais. Para a obtenção do valor da forma corporal de cada espécie (Tabela 3) utilizei medidas dos peixes que amostrai neste trabalho.

Do mesmo modo, a existência de mecanismos acessórios para a respiração pode favorecer o deslocamento de peixes exóticos pelos corredores de dispersão, onde o tempo de permanência d'água e a sua qualidade são imprevisíveis. Entre os peixes exóticos deste estudo, o tamboatá e o bagre Africano possuem modificações anatômicas que facilitam a obtenção de oxigênio fora d'água (Lowe-McConnell 1999). O tamboatá possui uma modificação intestinal e o bagre Africano, modificações no epitélio da câmara branquial. Quanto à presença destes mecanismos acessórios de respiração, para estas duas

espécies atribuí o valor igual a 1 (um) e para as outras, o valor igual a 2. Estes valores guardam relação somente com a facilidade dos peixes em transporem os corredores de dispersão: valores menores (dados ao bagre Africano e ao tamboatá) indicam mais facilidade de dispersão (Tabela 3).

Tabela 3 – Coeficientes de resistência R_{px} para cada peixe invasor estudado. O valor foi obtido através da média aritmética entre os valores fornecidos da forma do corpo (divisão da altura pela largura) e os valores fornecidos para existência de aparelhos respiratórios acessórios.

Peixe	Forma corporal	Mecanismo acessório para respiração	R_{px}
tucunaré	2,50	2	2,25
piranha	5,00	2	3,50
apaiari	6,67	2	4,34
bagre Africano	0,80	1	0,90
tamboatá	1,25	1	1,15
tilápia	4,00	2	3,00
tambaqui	5,00	2	3,50

Esses valores de R_{px} foram ainda utilizados para a obtenção de novos índices que associam cada espécie a cada uma das unidades de paisagem. Para tanto, utilizei a média aritmética entre o R_{px} de cada espécie e o R_p de cada paisagem, conforme a tabela 4.

Tabela 4 – Coeficientes de resistência R obtidos para cada peixe exótico, relacionado com as unidades de paisagem transponíveis em seu processo de dispersão. O valor de R para cada espécie foi obtido através da média aritmética entre a resistência da paisagem R_p e o coeficiente de resistência de cada peixe, R_{px} .

Unidade da paisagem	R para cada espécie						
	tucunaré	piranha	apaiari	bagre Africano	tamboatá	Tilápia	tambaqui
Solo exposto	3,63	4,25	4,67	2,95	3,06	4,00	4,25
Pasto	3,13	3,75	4,17	2,45	2,56	3,50	3,75
Capoeira/ Eucalipto	2,38	3,00	3,47	1,70	1,81	2,75	3,00
Mata	1,88	2,50	2,97	1,20	1,31	2,25	2,50
Brejo	2,13	2,75	3,17	1,45	1,56	2,50	2,75

A capacidade que cada peixe invasor possui para transpor um corredor de dispersão somada à permeabilidade do corredor, com base em suas unidades de paisagem, deve explicar uma grande parte da dispersão destes peixes nos lagos da região. No entanto, não se pode ignorar a dispersão intermediada pelo homem que pode ocorrer em função do atrativo que estas espécies exercem sobre as comunidades humanas locais. Os peixes exóticos foram introduzidos nesta região por membros destas comunidades e ainda podem ser transportados entre os lagos por estas pessoas.

Portanto, considerei este raciocínio para o cálculo de um novo índice R_i com base na média aritmética entre o R_{px} e o interesse que cada peixe invasor exerce sobre a comunidade local para a sua dispersão. Para ordenar o interesse da comunidade nos peixes, utilizei o estudo de Lima (em preparação) que, através de questionários aplicados a habitantes das comunidades no entorno dos lagos, obteve a frequência com que cada espécie de peixe nativa ou invasora foi citada como sendo a preferida. Estes valores de preferência se referem com a ordem crescente com que cada espécie foi citada como peixe preferido para cultivo e produção nos lagos. Para que essa ordem guardasse relação direta com a maior permeabilidade do corredor de dispersão, aos peixes preferidos foram atribuídos menores valores, enquanto que para os menos preferidos, os maiores valores (Tabela 5).

Tabela 5 – Coeficientes de resistência obtidos para cada peixe invasor estudado, considerando o interesse da comunidade local em dispersar os peixes na região. O valor de R_i foi obtido pela média aritmética entre R_{px} e o interesse da população pela espécie.

Peixe	R_{px}^a	Interesse da comunidade em dispersão artificial ^b	R_i
tucunaré	2,25	1	1,63
piranha	3,50	4	3,75
apaíari	4,34	3	3,67
bagre Africano	0,90	4	2,45
tamboatá	1,15	4	2,58
tilápia	3,00	2	2,50
tambaqui	3,50	2	2,75

a – Ver Tabela 3; b – Assim como as variáveis que compõem os índices de R_p e R_{px} , a resposta desta variável guarda relação direta com a redução da permeabilidade do corredor de dispersão.

Após a obtenção do R_i para cada espécie exótica presente nos lagos estudados, obtivemos o último coeficiente de resistência para estes peixes, utilizando o R_p e o R_i , considerando agora a unidade de paisagem, a morfologia do peixe exótico e o interesse da comunidade local em dispersá-lo (Tabela 6). A Figura 7 apresenta um exemplo de como foi executado o cálculo da permeabilidade da matriz (P_m) em corredores de dois lagos e um riacho, fictícios.

Tabela 6 – Coeficientes de resistência obtidos para cada espécie invasora, relacionando as unidades de paisagem transponíveis em seu processo de dispersão com o R_{pxp} . O valor de R para cada espécie foi obtido através da média aritmética entre o R_p e o respectivo R_{pxp} .

Unidade da paisagem	tucunaré (R_{t2})	piranha (R_{p2})	apaiari (R_{a2})	bagre Africano (R_{b2})	tamboatá (R_{tm2})	tilápia (R_{tp2})	tambaqui (R_{tq2})
Solo exposto	3,32	4,38	4,34	3,73	3,79	3,75	3,88
Pasto	2,82	3,88	3,84	3,23	3,29	3,25	3,38
Capoeira/ Eucalipto	2,07	3,13	3,09	2,48	2,54	2,50	2,63
Mata	1,57	2,63	2,59	1,98	2,04	2,00	2,13
Brejo	1,82	2,88	2,84	2,23	2,29	2,25	2,38

R_{t2} – coeficiente de resistência para o tucunaré; R_{p2} – coeficiente de resistência para a piranha vermelha; R_{a2} – coeficiente de resistência para o apaiari;

R_{b2} – coeficiente de resistência para o bagre Africano; R_{tm2} – coeficiente de resistência para o tamboatá; R_{tp2} – coeficiente de resistência para a tilápia;

R_{tq2} – coeficiente de resistência para o tambaqui.

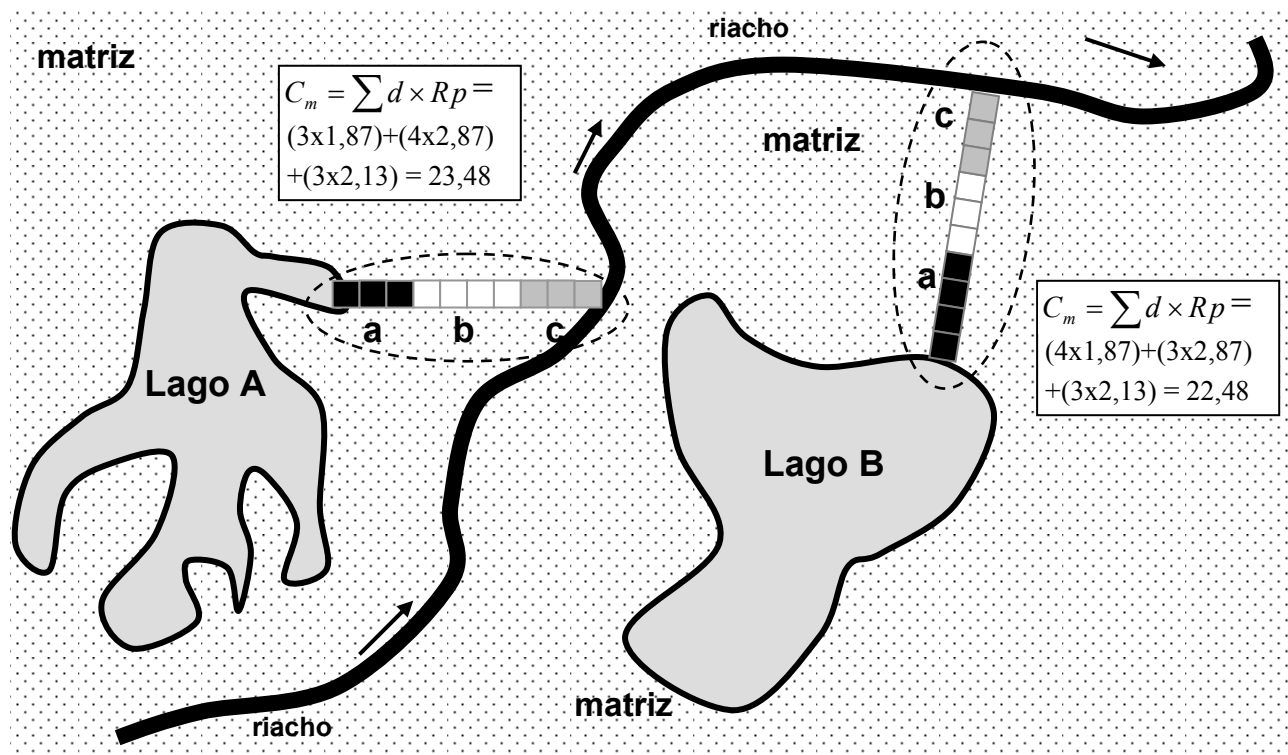


Figura 7 – Exemplo hipotético de cálculo do corredor modificado, C_m , para os lagos A e B até um riacho. Os corredores de dispersão estão limitados por elipses tracejadas e cada um de seus quadrados constituintes equivale a uma unidade (1) de distância. Três unidades de paisagem, (a) brejo, (b) pasto e (c) eucalipto com Rp iguais a 1,87, 2,87 e 2,13 respectivamente, constituem os corredores. Os cálculos encontram-se nos quadros em destaque.

Todos os valores das características das unidades de paisagem e do interesse das comunidades locais pelos peixes exóticos foram atribuídos de forma arbitrária, mas guardam uma relação direta com a resistência do corredor à sua travessia por estes peixes. Quanto maior for a resistência do corredor, maior será o tamanho do corredor obtido pelo cálculo do C_m .

Para testar se existe uma relação entre a permeabilidade dos corredores de dispersão e a incidência dos exóticos, relacionei a ocorrência de cada espécie exótica aos valores encontrados de C_m para os corredores dos 56 lagos amostrados. Esta relação foi feita considerando quatro diferentes modelos (conforme descrito abaixo e resumido na Tabela 8) sempre utilizando a ocorrência dos peixes exóticos

como variável resposta. Modelo (I), considerando igual a resistência entre as diferentes unidades de paisagem, utilizando portanto a distância absoluta dos corredores; Modelo (II), considerando diferente a resistência de cada tipo de unidade de paisagem (R_p); Modelo (III) considerando diferente a resistência de cada tipo de unidade de paisagem (R_p) e o potencial de dispersão de cada peixe exótico (R para cada espécie) e, Modelo (IV), considerando diferente a resistência entre as unidades de paisagem (R_p), o potencial de dispersão de cada peixe exótico (R para cada espécie) e o interesse da comunidade em dispersar os peixes.

Tabela 8 – Modelos, e variáveis explanatórias para a análise da permeabilidade dos corredores de dispersão para peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce. A variável resposta Y é a ocorrência dos peixes exóticos. Notar que distância absoluta e R_p são auto-excludentes.

Modelo	Variáveis incluídas no modelo			
	Distância absoluta	R_p	R_{px}	Interesse em dispersão
I	1	0	0	0
II	0	1	0	0
III	0	1	1	0
IV	0	1	1	1

Através destes modelos distintos analisei qual explicou melhor a dispersão dos peixes na região. Nas análises, os valores de C_m foram considerados as variáveis independentes, enquanto a resposta dicotômica de presença/ausência das espécies, as variáveis dependentes.

Análise estatística

Em uma análise exploratória, testei se os valores médios entre as variáveis oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, turbidez, área do lago, cobertura de macrófitas, forma do lago e tamanho dos corredores de dispersão diferem entre os grupos de lagos invadidos e não invadidos. Para isto utilizei o teste t de Student. Quando os grupos comparados não apresentaram homogeneidade de variâncias, utilizei o teste t de Welch para as variâncias estimadas separadamente (Welch 1938).

Para conhecer as relações entre as variáveis locais e espaciais e a incidência de peixes exóticos nos lagos, utilizei o modelo de regressão logística (Hosmer & Lemeshow 1989), que considera a distribuição de frequências de variáveis dicotômicas. A variável dicotômica é a presença ou ausência de peixes exóticos nos lagos (incidência – J) que pode ter valores diferentes em função das variáveis locais e espaciais que são variáveis quantitativas contínuas (exceção para vestígios de pesca). Esse modelo é muito utilizado por duas razões (Hosmer & Lemeshow 1989): do ponto de vista matemático, ele constitui uma função extremamente fácil de se utilizar e, do ponto de vista biológico, permite interpretações fáceis. O modelo de regressão logística pode ser descrito pela equação:

$$Y = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_i X_i)}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: Y é a probabilidade de ocorrência do peixe invasor estudado; α é análogo ao intercepto na regressão linear e β_i representa o coeficiente da variável explanatória X_i .

Através do método de Máxima Verossimilhança foram estimados os parâmetros α e β . A relação entre a incidência dos peixes exóticos com a variação de cada variável estudada foi testada pelo teste LR (*Razão de Verossimilhança*⁶ ou "*Likelihood Ratio*") que tem uma distribuição de Qui-quadrado, com o número de graus de liberdade igual à diferença do número de parâmetros entre o modelo completo (o número de variáveis + α) e o modelo simples (apenas α). De posse de LR e do número de graus de liberdade foi obtido o *p* associado ao LR. Quando os resultados foram significativos, os valores $+\beta$ indicaram relação direta entre a presença de peixes exóticos e a variável explanatória estudada, enquanto que os valores de $-\beta$ indicaram uma relação inversa.

⁶ Baseado na estatística LR, a partir dos valores $L = -2 \ln(\text{Likelihood})$ tanto para o modelo com o fator (L_C) como para o modelo sem o fator (L_S). Pela subtração de $L_S - L_C$, obtemos: $-2 \ln(L_S) - [-2 \ln(L_C)]$ ou $-2 \ln(L_S/L_C) = LR$, ou, Razão de Verossimilhanças (LR). Altos valores de LR indicam grande contribuição da variável estudada para explicar o fenômeno (Kleinbaum 1996).

Para identificar qual modelo representa a melhor situação para explicar a incidência J dos peixes exóticos nos lagos, comparei a explicação dos diferentes modelos testados através do Critério de Informação de Akaike (AIC) ou teorema de Akaike, que produziu valores absolutos tanto menores quanto melhores foram os ajustes dos modelos aos dados observados (Sakamoto & Akaike 1978; Sakamoto 1987). Para o seu cálculo utilizei a equação 3 abaixo.

$$AIC = -2LL + 2K, \quad \text{Equação 3}$$

Onde, LL (log likelihood) é o log da máxima verossimilhança obtida para o modelo e K é o número de parâmetros para o modelo ajustado.

Como fiz uma análise de 4 diferentes modelos, ou seja, um teste múltiplo, a probabilidade de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira em ao menos um dos modelos aumentou para 0,14 (obtido da equação $1-(1-\alpha)^{n-1}$ que computa a chance de erro tipo I). Portanto, efetuei a correção de Bonferroni para comparações múltiplas (Sokal & Rohlf 1995) obtendo, o α utilizado para a decisão estatística quanto aos modelos, de 0,0125.

Testei se todas as variáveis estudadas apresentavam normalidade em suas distribuições pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, sendo que quando este indicou valores significativos a pelo menos 5% transformei os dados pela raiz quadrada (Krebs 1999), conforme a equação $\sqrt{Y_{ijk} + 0,5}$, onde Y_{ijk} é o valor dos dados brutos. Quando essa transformação não foi satisfatória tentei a transformação logarítmica, conforme a equação $\ln(Y_{ijk} + 1)$ (Snedecor & Cochran 1967).

Os peixes tambaqui e tilápia não foram incluídos nas análises por apresentarem ocorrência em somente um lago.

RESULTADOS

Resultado do inventário

Como produto do inventário, obtive o registro da incidência de sete peixes exóticos nos lagos. Destas espécies, cinco são oriundas do continente sul americano: o tucunaré, a piranha vermelha, o apaiari, o tamoatá e o tambaqui, e duas são oriundas do continente Africano: o bagre Africano e a tilápia (Tabela 9). Entre os exóticos, os de maior incidência nos lagos da região são a piranha e o tucunaré, estando presentes em 53,5%, dos lagos estudados. Sem discriminação por espécie, os peixes exóticos estão presentes em 71,4% destes lagos.

Tabela 9 – Origem (Froese & Pauly 2004) e incidência de cada peixe invasor nos 56 lagos estudados no médio rio Doce. Entre parênteses há a porcentagem ocupada dos lagos pela espécie neste estudo.

Peixe invasor	Origem	Lagos estudados que foram invadidos
tucunaré <i>Cichla cf. ocellaris</i> (Bloch e Schneider 1801)	América do Sul: rios da Guiana, drenagem do Marowijne (Suriname e Guiana Francesa) ao Essequibo na Guiana; rio Amazonas no Peru, Colômbia e Brasil; rio Oiapoque no Brasil.	33 (58,9%)
piranha <i>Pygocentrus nattereri</i> (Kner 1858)	América do Sul: bacia Amazônica, bacias do Paraguai e Paraná, rios costeiros a NE / Brasil, Bacia do Essequibo.	30 (56,7%)
tamboatá <i>Hoplosternum litoralle</i> (Hancock, 1828)	América do Sul: a maior parte das drenagens Cis-Andinas até o Norte de Buenos Aires.	9 (16%)
bagre Africano <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	África: a maior parte da Pan-África, exceto do Maghreb, o alto e baixo Guiné e as Províncias do Cabo e Níger. Ásia: Jordânia, Israel, Líbano, Síria e sudeste da Turquia.	8 (14,3%)
apaiari <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	América do Sul: rio Amazonas no Peru, Colômbia e Brasil.	6 (10,7%)
tilápia <i>Oreochromis niloticus niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	África: rios Costeiros de Israel; rio Nilo desde o Nilo Albert ao seu delta; Jebel Marra; bacia do Lago Chad; rios Níger, Benue, Volta, Gâmbia e Senegal.	3 (5,3%)
tambaqui <i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	América do Sul: Bacias do Amazonas e Orinoco.	1 (1,7%)

Características locais e espaciais dos lagos invadidos e não invadidos

A probabilidade de ocorrência dos peixes exóticos nos lagos, quando esses são tratados como dois grupos (um com e outro sem peixes exóticos), não é afetada pelo oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, turbidez, área do lago, cobertura de macrófitas e forma do lago (Tabela 10). Assim, a colonização dos peixes exóticos nos lagos não se relaciona com a modificação dessas variáveis nos lagos da região. Entretanto, a probabilidade de ocorrência de peixes exóticos é maior quando o tamanho dos corredores de dispersão é menor, o que pode ser visualizado já que os corredores de dispersão são, em média, três vezes maiores em lagos não invadidos (Tabela 10 e Figura 8).

Tabela 10 – Resumo da estatística das análises de diferença de variáveis locais e espaciais entre os grupos de lagos não invadidos e invadidos por peixes exóticos no médio rio Doce. *n* indica o número de amostras para cada grupo.

Variável	Lagos não invadidos		Lagos invadidos		<i>t</i>	g.l.	p
	Média (<i>n</i>)	Desvio padrão	Média (<i>n</i>)	Desvio padrão			
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	17,80 (6)	2,26	17,69 (16)	2,81	0,085	20	0,932
pH	8,32 (3)	0,99	7,32 (12)	0,88	1,721	13	0,108
Cond. elétrica (µmho.cm ⁻¹)	3,25 (4)	1,96	4,18 (15)	1,45	-1,071	17	0,298
Turbidez (ntu)	7,94 (6)	6,89	8,46 (12)	4,80	-0,185	16	0,855
Área (ha)	34,39 (13)	40,60	77,74 (43)	100,30	-1,512	54	0,136
Corredor dispersão (m)*	3419,3 (13)	3162,1	1241,1 (43)	1125,4	2,437	12,9	0,030
Cobertura de macrófitas (ha)	1,09 (6)	1,63	0,79 (10)	1,33	0,394	14	0,699
Forma do lago	0,0056 (13)	0,0021	0,0059 (43)	0,0026	0,314	54	0,754

*teste *t* de Welch (com variâncias calculadas em separado).

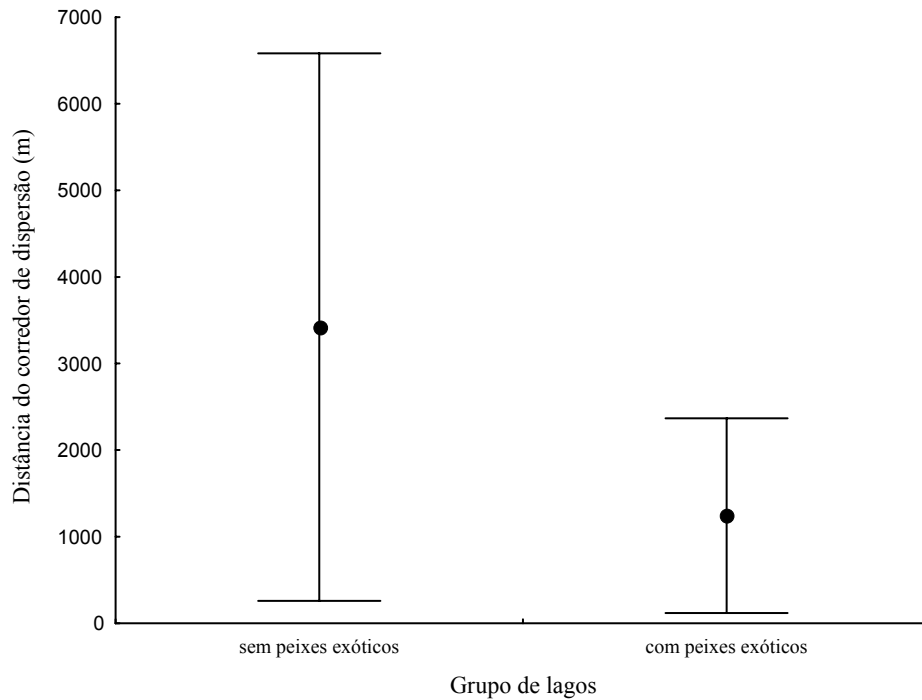


Figura 8 – Extensão dos corredores de dispersão para os dois grupos de lagos, invadidos e não invadidos por peixes exóticos no médio rio Doce. Estão representados a média e o desvio padrão.

Variáveis locais

A área dos lagos, a forma dos lagos e a área de cobertura de macrófitas aquáticas não afetam a incidência dos peixes exóticos de um modo generalizado nos lagos estudados. No entanto, alguns resultados particulares, relevantes para algumas espécies, devem ser ressaltados: a *área dos lagos* afeta positivamente a incidência do tucunaré ($\beta=0,609$; $X^2=5,021$; $p=0,025$; Figura 9; Tabela 11) e do apaiari ($\beta=1,143$; $X^2=7,005$; $p=0,008$; Figura 10; Tabela 11). Logo, o aumento da área dos lagos também aumenta a probabilidade de incidência do tucunaré e do apaiari nos lagos.

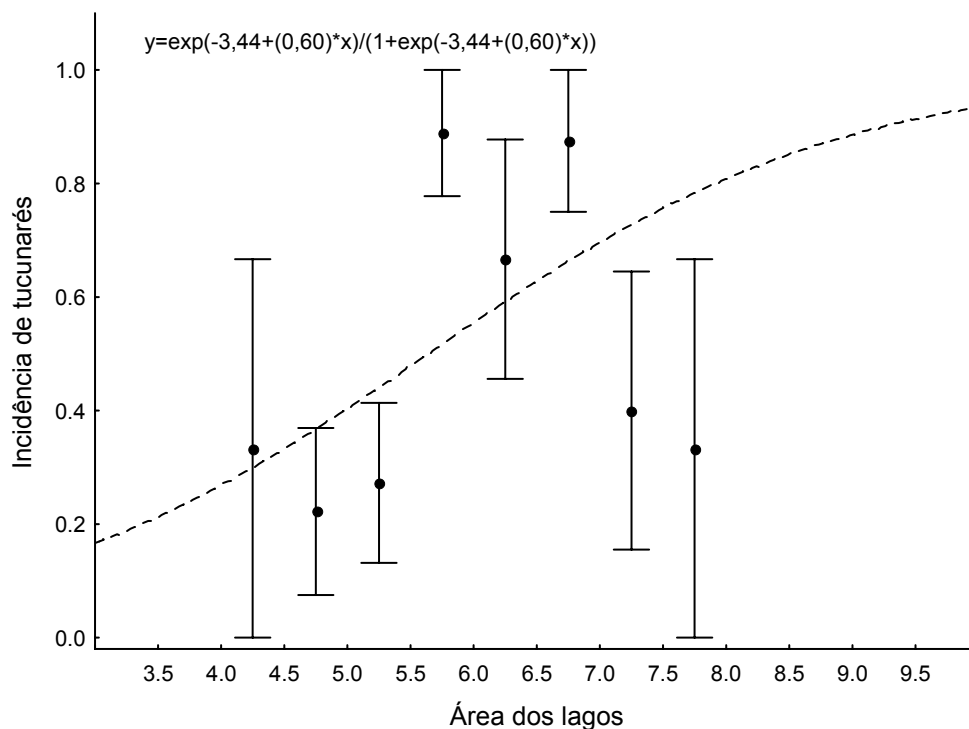


Figura 9 – Probabilidade de incidência de tucunarés relacionada à área dos lagos do médio rio Doce. Cada ponto representa a probabilidade de ocorrência para um intervalo de área. A medida de dispersão é o desvio padrão.

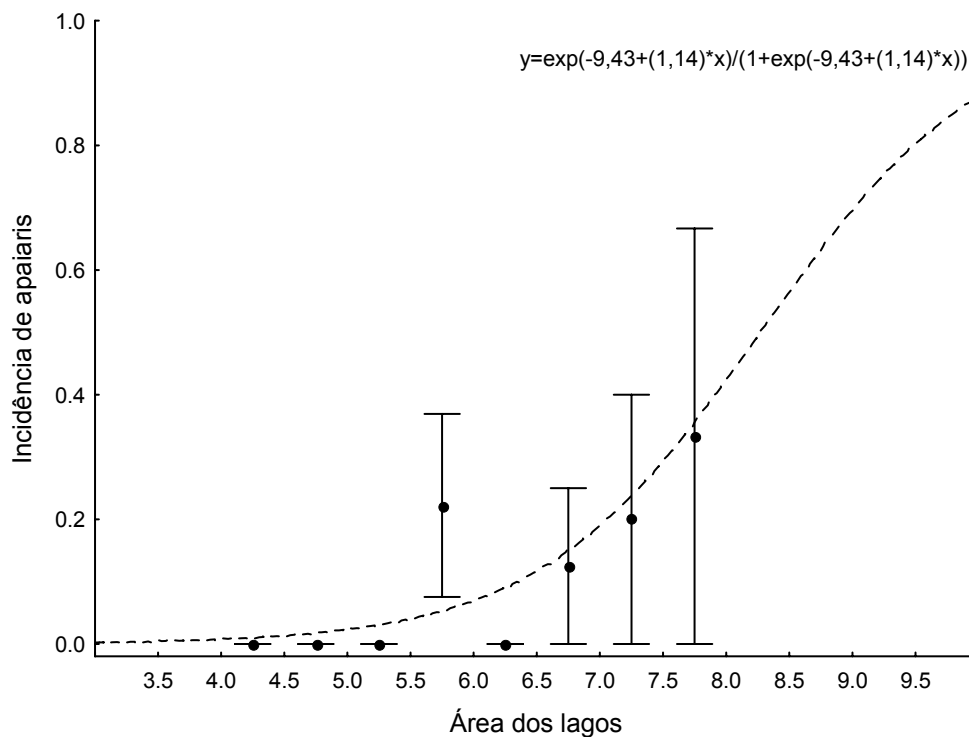


Figura 10 – Probabilidade de incidência de apaiaris relacionada à área dos lagos do médio rio Doce. Cada ponto representa a probabilidade de ocorrência para um intervalo de área. A medida de dispersão é o desvio padrão.

O aumento do perímetro dos lagos, apresentado pela variável *forma dos lagos*, não afetou a probabilidade de ocorrência de nenhum peixe exótico (Tabela 11), e para a variável *cobertura de macrófitas aquáticas*, somente os modelos testados para o tucunaré e a piranha foram processados e obtiveram os resultados do cálculo da análise. No entanto, a incidência dessas duas espécies não depende da cobertura de macrófitas, conforme ilustram os resultados na Tabela 11.

Tabela 11 – Resultado das análises de regressão logística para a relação entre as variáveis locais: área dos lagos, forma dos lagos e cobertura de macrófitas aquáticas com a incidência dos peixes exóticos. N se refere ao número de lagos que foram amostrados e *n* ao número de lagos com a incidência da espécie em questão.

Peixe	Variável descritora da morfologia dos lagos								
	Área dos lagos			Forma dos lagos			Cobertura de macrófitas aquáticas		
	N (<i>n</i>)	X ²	P	N (<i>n</i>)	X ²	P	N (<i>n</i>)	X ²	p
tucunaré	56(30)	5,021	0,025	56(30)	0,049	0,823	16(6)	0,168	0,681
piranha	56(30)	0,357	0,550	56(30)	0,001	0,970	16(6)	0,027	0,869
apaiari	56(6)	7,005	0,008	56(6)	0,285	0,593	-	-	-
bagre Africano	56(7)	1,461	0,226	56(7)	2,814	0,093	-	-	-
tamboatá	56(8)	0,039	0,841	56(8)	0,209	0,884	-	-	-

Novamente, houve número de amostras suficiente para testar somente as relações de tucunarés e piranhas com as variáveis físico-químicas (Tabela 12). Nenhuma destas variáveis limita a incidência de piranhas e de tucunarés.

Tabela 12 – Resultado das análises de regressão logística para a relação entre as variáveis locais, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e turbidez da coluna d’água com a incidência dos peixes exóticos. Testes significativos estão destacados em negrito. N se refere ao número de lagos que foram amostrados e *n* ao número de lagos com a incidência da espécie. Peixes com incidência menor do que 5 foram retirados das análises.

Variáveis locais	Peixes exóticos					
	tucunaré			piranha		
	N (<i>n</i>)	X ²	p	N (<i>n</i>)	X ²	p
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	17 (6)	0,841	0,359	17 (5)	0,021	0,884
pH	15 (10)	1,595	0,206	15 (8)	3,408	0,064
Condutividade (µmho.cm ⁻¹)	19 (11)	0,471	0,492	19 (9)	0,300	0,583
Turbidez (ntu)	18 (7)	0,130	0,717	18 (5)	1,456	0,227

Variáveis espaciais

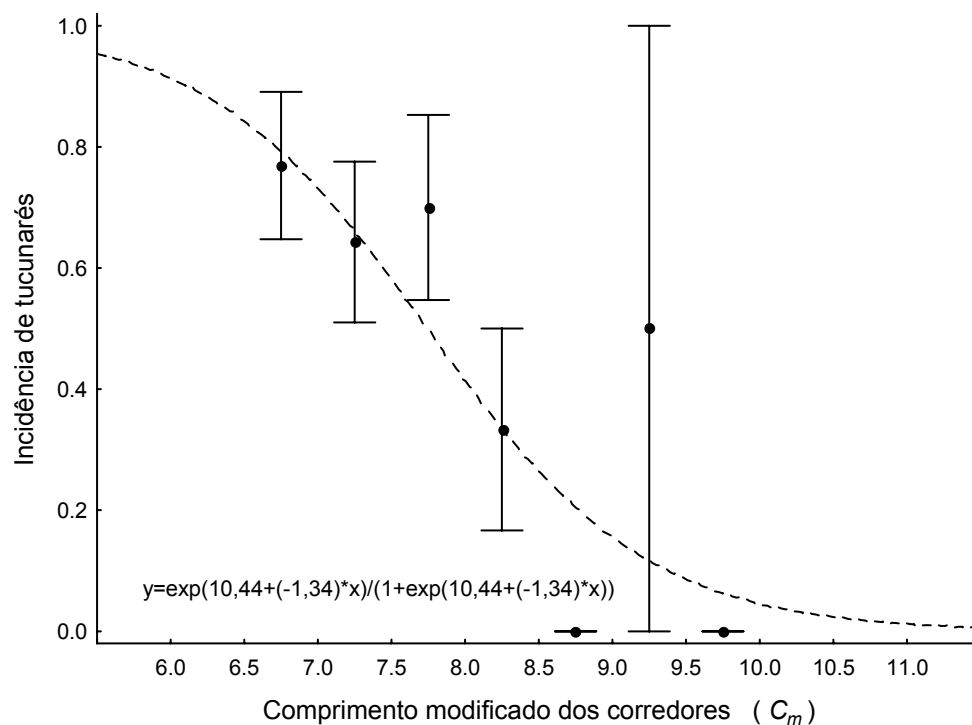
Para o apaiari, o bagre Africano e o tamboatá, não houve relação entre qualquer um dos modelos e a probabilidade de incidência destes peixes exóticos nos lagos da região estudada. Contudo, o aumento do comprimento dos corredores de dispersão reduziu a incidência média da piranha e do tucunaré (valores negativos de β) em todos os modelos construídos (Tabela 13).

A repetição do resultado encontrado para o tucunaré e a piranha em todos os modelos indica grande consistência entre a relação da probabilidade de incidência dessas espécies e a dimensão dos corredores de dispersão. No entanto, a constituição das unidades de paisagem (interpretada pelo modelo 2) é a variável que melhor explica a incidência de ambas espécies (Tabela 13). As Figuras 11A e 11B apresenta a probabilidade de incidência desses dois peixes nos lagos estudados.

Tabela 13 – Resultados das análises de regressão logística para a relação entre a incidência dos peixes exóticos e a permeabilidade dos corredores de dispersão, considerando os modelos propostos (Tabela 8). Testes significativos foram destacados em negrito. N se refere ao número de lagos que foram amostrados e *n* ao número de lagos com a incidência da espécie em questão. O critério de informação de Akaike (AIC) indica os melhores ajustes para tucunaré e piranha (marcados com *).

Modelo analisado		Peixe exótico				
		tucunaré	piranha	apaiari	bagre Africano	tamboatá
I	N (n)	56 (30)	56 (30)	56 (6)	56 (7)	56 (7)
	X ²	12,290	17,913	0,900	0,030	0,346
	P	<0,001	<0,001	0,342	0,955	0,556
	AIC	67,06	61,43			
II	N (n)	56 (30)	56 (30)	56 (6)	56 (7)	56 (7)
	X ²	15,160	22,535	0,879	0,198	0,895
	P	<0,001	<0,001	0,348	0,655	0,344
	AIC	64,18*	56,81*			
III	N (n)	56 (30)	56 (30)	56 (6)	56 (7)	56 (7)
	X ²	13,880	20,009	0,889	0,109	0,703
	P	<0,001	<0,001	0,345	0,740	0,401
	AIC	65,46	59,33			
IV	N (n)	56 (30)	56 (30)	56 (6)	56 (7)	56 (7)
	X ²	14,103	19,927	0,888	0,048	0,590
	P	<0,001	<0,001	0,345	0,824	0,442
	AIC	65,24	59,42			

A



B

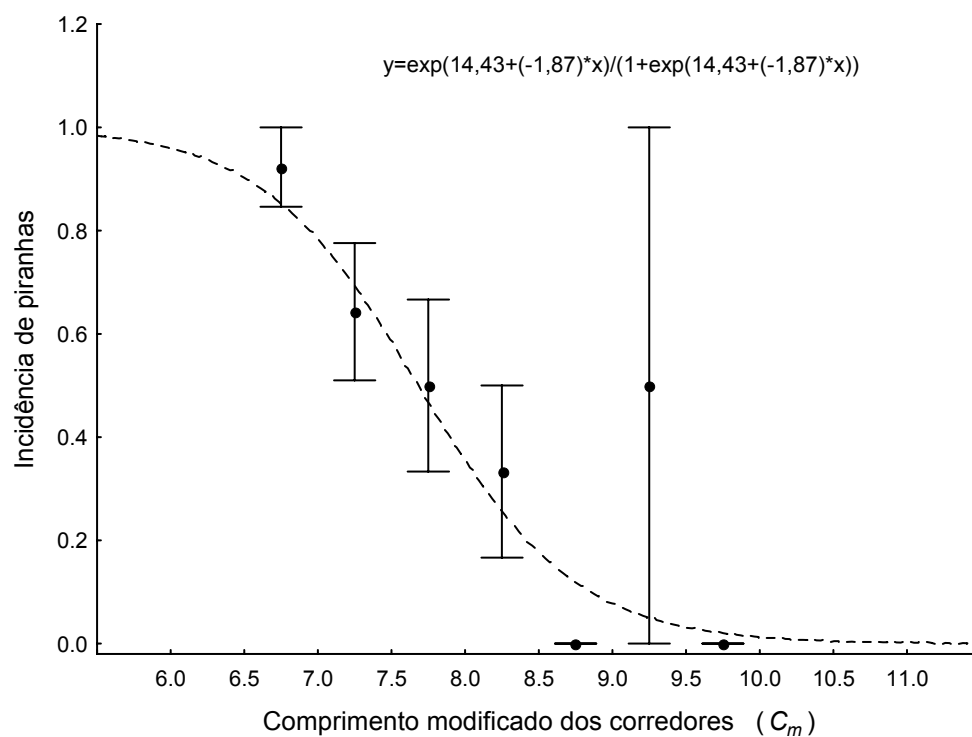


Figura 11 – Probabilidade de incidência de tucunarés (A) e piranhas (B) relacionada ao comprimento modificado dos corredores de dispersão dos lagos do médio rio Doce. Cada ponto representa a probabilidade de ocorrência para um intervalo de comprimentos. A medida de dispersão é o desvio padrão.

DISCUSSÃO

Causas para a pequena incidência dos exóticos apaiari, bagre Africano e do tamboatá

A ocorrência das espécies exóticas, apaiari, bagre Africano e tamboatá, não se relaciona nem com a distância e nem com qualquer outra variável utilizada na composição dos modelos. Uma possível explicação é o fato destas espécies terem sido introduzidas na região mais recentemente, possivelmente no final da década de 90, Latini (2001) e, por isso, tiveram menos tempo desde a sua introdução o que pode afetar o estado da invasão em que se encontram e o número de possibilidades de fornecer propágulos invasores para os corredores de dispersão. Assim, essas espécies podem ainda não ter populações suficientemente estruturadas para emitir propágulos em quantidades suficientes para a colonização de novos habitats. Se o tempo realmente for importante para determinar a incidência desses peixes, deverão ocorrer ondas temporais de expansão geográfica das espécies exóticas na região. Hoje, o número de lagos colonizados é pequeno e a informação para colonização é uma única (a desse estudo), ou seja, somente uma medida no tempo está disponível para o estudo da dispersão dessas espécies no médio rio Doce. A continuidade de uso do inventário rápido da incidência das espécies exóticas poderá fornecer condições para estudar a forma como se dará o avanço desta dispersão de agora em diante.

Diversas características dos corredores tais como pressão de predadores, profundidade, velocidade da água e oxigenação podem limitar a sua travessia por indivíduos migradores, de forma que, quanto maior for a diferença entre o corredor de dispersão e o habitat nativo da espécie invasora, menores serão as chances de sobrevivência do propágulo invasor (Fraser et al. 1999). Assim é possível que as condições impostas pelos corredores de dispersão estejam restringindo o sucesso da dispersão dos propágulos exóticos invasores (Jackson et al. 2001), fazendo com que a incidência dessas espécies seja demasiado pequena. Se esta hipótese for correta, a localização espacial dos lagos onde estes peixes

ocorrem deve ser determinada principalmente pela ação do homem na sua dispersão, estando agregados em torno das comunidades humanas que os margeiam. O teste da precisão dessa hipótese, comparando o número de lagos próximos e distantes das comunidades e que possuem essas espécies, não pode ser feito porque o número de lagos que possuem essas espécies é muito baixo.

Há ainda uma variável que poderia estar atuando sobre a incidência dessas espécies nos lagos: a pressão de predação por piranhas e tucunarés, os exóticos que foram introduzidos primeiro nessa região. A piranha possui eficientes táticas de predação (Machado 2003; Sazima & Machado 1990) e o tucunaré é um predador ativo muito eficiente (Fontenele & Peixoto 1979). Se isto ocorrer, é provável que para uma nova espécie de peixe conseguir se estabelecer nos lagos invadidos, ela deva ser um predador eficiente com forte cuidado da prole ou uma possível presa dotada de eficientes mecanismos anti-predatórios.

Contudo, há evidências recentes que apontam para uma relação positiva indireta (facilitação) crescente, exercida a partir de espécies exóticas que são introduzidas primeiro, sobre espécies exóticas posteriormente introduzidos nos mesmos habitats (Simberloff & Von Holle 1999; Parker et al. 1999). A idéia é que os primeiros exóticos desestruturam ecologicamente as comunidades invadidas e a invasibilidade dessas comunidades aumenta. De fato, este tipo de relação foi recentemente demonstrada nos lagos do médio rio Doce, para o tamboatá (Latini & Lima-Júnior, em preparação). Nesse trabalho, os autores mostram que a abundância em número e em peso de tamboatás é maior em lagos onde existem outros peixes exóticos introduzidos anteriormente, ou seja, peixes exóticos que foram introduzidos primeiro nos lagos estão facilitando a colonização de outros peixes exóticos.

Há ainda a possibilidade de que todos os três fatores, tempo desde a introdução, resistência à dispersão nos corredores e pressão de predação dos peixes exóticos previamente existentes, estejam

interagindo para determinar o processo de invasão por outros exóticos nestes lagos e determinando a baixa ocorrência de alguns peixes exóticos.

Perspectiva para a ictiofauna nativa

A exemplo dos estudos de Kraft *et al.* (2002) e de Havel *et al.* (2002), a dispersão dos peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce pode não ter ainda cessado. A maior parte dos lagos não invadidos se encontra a grandes distâncias dos riachos o que lhes confere certa proteção à invasão dos peixes exóticos. Contudo, os peixes exercem certa atração sobre a população local, o que constitui um risco para a sua dispersão mediada pelo homem nestes lagos.

Se a eliminação de espécies exóticas invasoras é muito difícil (Simberloff 2001a; Winfield & Durie 2004) e o impacto de sua invasão é freqüentemente elevado para a comunidade nativa (Zaret & Paine 1973; Kitchell *et al.* 1997; Woodward & Hildrew 2001; Latini & Petrere 2004), é preciso impedir que os peixes exóticos tenham acesso aos lagos ainda não invadidos. Apesar de planos de manejo serem frequentemente relatados como de baixa eficiência (Simberloff 2001b), a única forma de se tentar impedir o acesso dos peixes exóticos aos lagos não invadidos é a aplicação de ações de manejo enfocadas em trabalhos de educação ambiental nas comunidades vizinhas aos lagos estudados.

A educação pode ser o meio mais efetivo para reduzir o risco associado com a introdução dos peixes exóticos nos lagos estudados, assim como em vários outros locais do mundo, como apontam estudos na Espanha (Elvira & Almodóvar 2001), na Inglaterra (Huickley & Chare 2004) e no Canadá (Van Zyll De Jong *et al.* 2004). É possível que na ausência de ações como esta, a incidência desses peixes exóticos se aproxime da totalidade dos lagos estudados em poucos anos (Latini *et al.* 2004).

Variáveis locais e a incidência dos peixes exóticos

Desde o trabalho pioneiro de Elton (1958) diversos autores sugerem que o sucesso das invasões biológicas depende das características do propágulo invasor e de variáveis abióticas (determinadas pelo habitat e pelo clima) e bióticas (determinadas por interações com outros organismos) do ambiente invadido pelos organismos exóticos. Esta sugestão mantém um grande interesse científico no estudo das variáveis que limitam a invasão de espécies exóticas nos ecossistemas, como por exemplo, os aquáticos continentais (Moyle & Light 1996; Hall & Mills 2000; Davis et al. 2001; Havel et al. 2002; Moyle et al. 2003; Irz et al. 2004).

Nesse estudo a incidência do tucunaré (*Cichla ocellaris*) e do apaiari (*Astronotus ocellatus*) foram afetadas pela área dos lagos. A predição era a de que o incremento nesta variável aumentaria a diversidade de habitats dos lagos e a riqueza de espécies nativas, o que reduziria a invasibilidade do ambiente nativo (Elton 1958; Baltz & Moyle 1993; Levine & D'Antonio 1999; Ross et al. 2001; Marchetti et al. 2004). Contudo, os resultados mostram uma relação oposta à esperada, ou seja, a probabilidade de ocorrência desses peixes exóticos aumentou junto com o aumento da área e com a forma dendrítica dos lagos.

Essa relação positiva entre a incidência dos peixes exóticos, a área e a forma do lago certamente indica que o aumento da heterogeneidade do habitat favorece as espécies exóticas (Crowder & Cooper 1982). Os propágulos invasores precisam sobreviver às pressões ambientais do local invadido, sobretudo à predação e à competição impostas pelas espécies nativas. Como a probabilidade disso ocorrer é pequena, notavelmente quando a abundância da espécie invasora é baixa (Williamson 1996; Williamson & Brown 1986), a maior heterogeneidade do habitat estaria aumentando as chances de persistência do propágulo invasor, que deve se beneficiar da disponibilidade de recursos, locais de desova, e refúgios para prole, características derivadas de um refúgio (Crowder & Cooper 1982).

O comportamento do invasor pode ter um importante papel para determinar o seu sucesso (Arthington & Mitchell 1986). A possibilidade do comportamento também afetar o sucesso de invasão dos peixes exóticos nos lagos do rio Doce é reforçada pelo estudo de Latini & Petrere (2004). Os autores identificaram que as macrófitas aquáticas não são eficazes como refúgios ecológicos para as espécies de peixes nativos na ocorrência dos exóticos. Isso pode se dever ao maior uso das áreas abertas em contraposição às fechadas, pela maior parte das espécies nativas, como estudos com câmeras subaquáticas da região estão demonstrando (Latini, em preparação). Holway & Suarez (1999), após revisarem diversos estudos sobre a interferência do comportamento de exóticos sobre comunidades invadidas, apontam o comportamento como uma importante variável afetando o sucesso de propágulos exóticos invasores durante o transporte, o estabelecimento, a colonização e a dispersão de exóticos para novos habitats. Nos lagos estudados, por exemplo, o cuidado da prole e a busca ativa por presas podem ser comportamentos que potencializam as chances de sucesso de tucunarés (Latini & Petrere 2004).

A ausência de relações entre todos as outras variáveis locais e a incidência dos peixes exóticos ilustra a incapacidade de que variáveis abióticas limitem a colonização dos peixes exóticos nos lagos do médio rio Doce. A diferença de cobertura de macrófitas aquáticas, de oxigenação, de condutividade, de pH e de turbidez da coluna d'água não afetam a incidência de nenhum peixe exótico nestes lagos, ao contrário do que seria esperado para populações naturais de peixes (Jackson et al. 2001; Sweka & Hartman 2003; Kouamélan et al. 2003). É possível, portanto, que as espécies exóticas que invadem os lagos do médio rio Doce possuam uma grande flexibilidade fenotípica e fisiológica que lhes permitam a alocação dos recursos necessários para crescer e reproduzir, mesmo estando sujeitos a um grande intervalo de variação das condições abióticas dominantes nos lagos. Por exemplo, já foi demonstrado que o tucunaré é capaz de se aclimatar a condições adversas quando introduzido em reservatórios do

semi-árido do Brasil, onde a condutividade possui valores de 3 a 23 vezes acima do que aqueles apresentados em águas onde ele ocorre naturalmente (Chellappa et al. 2003).

Porém, o resultado encontrado pode se dever às pequenas flutuações das variáveis medidas nos lagos. A baixa medida de variação dos seus valores (Tabela 10) pode ser insuficiente para identificar intervalos que restrinjam a colonização dos peixes exóticos. De qualquer modo, este resultado indica que os lagos da região são muito vulneráveis à colonização dos peixes exóticos já que não há barreiras ambientais locais para o estabelecimento de seus propágulos. Sob esta perspectiva, o aumento da incidência desses peixes exóticos no futuro parece inevitável.

Efeito dos corredores de dispersão

A incidência de qualquer organismo exótico depende também de sua própria capacidade de dispersão e da conectividade entre o habitat invadido e o habitat alvo (Elton 1958; Lodge 1993). Nos lagos do rio Doce, a piranha e o tucunaré têm a sua incidência relacionada com o tamanho e a permeabilidade dos corredores de dispersão. A probabilidade de ocorrência dessas espécies é maior nos lagos que têm os corredores de dispersão menores e com mais cobertura vegetal. Esta associação mostra que a estrutura da matriz entre os lagos é importante para determinar a incidência de espécies exóticas aquáticas. Evidentemente que a capacidade de dispersão destas espécies também é afetada pela atividade de pescadores locais, o que explicaria uma probabilidade intermediária de ocorrência destas espécies em lagos que possuem corredores de dispersão entre 9 e 9,5 km de comprimento.

Em estudos sobre o efeito de fragmentação nos habitats terrestres os corredores são considerados elementos da paisagem capazes de reduzir o isolamento entre as populações e, portanto, de trazer benefícios para a conservação das espécies, reduzindo suas chances de extinção (Beier & Noss 1998). No entanto, os corredores podem também facilitar a dispersão de doenças, fogo, espécies exóticas e expor mais os animais à caça (Simberloff & Cox 1987; Simberloff et al. 1992). No conjunto de lagos

que estudei, antes da introdução dos peixes exóticos, certamente os corredores exerceram um importante papel na colonização dos lagos por espécies de água corrente, como a sardinha *Lycengraulis* sp. Mas, após a introdução das espécies de peixes exóticos, esses corredores passaram a facilitar a dispersão desses peixes e consequentemente, a acelerar a redução da diversidade de peixes nativos nesses lagos e em toda a região. Deste modo, do ponto de vista da conservação, os corredores de dispersão destes lagos exercem também riscos semelhantes aos apontados para os ecossistemas terrestres (Simberloff et al. 1992).

A dispersão do molusco exótico *Dreissena polymorpha* na América do Norte e na Europa (Kraft et al. 2002) e do cladóceros exótico *Daphnia lumholtzi* nos EUA (Havel et al. 2002) são também mediadas por corredores de dispersão (*waterways*) e, assim como no nosso estudo, a probabilidade de ocorrência desses organismos é maior em lagos com menor isolamento espacial. Este padrão é tipicamente encontrado quando a dispersão do exótico depende da própria capacidade de dispersão da espécie, através de corredores de dispersão. Assim, tanto para moluscos, cladóceros e peixes exóticos (Havel et al. 2002; Kraft et al. 2002), esses eventos de colonização a curtas distâncias devem ser muito importantes na dinâmica de suas invasões biológicas.

Nesse estudo, o tipo de cobertura vegetal dos corredores e o seu comprimento *per se* afetam a facilidade de dispersão de piranhas e tucunarés. Estes resultados mostram que o uso de dimensões absolutas de distâncias entre habitats pode não ser suficiente para explicar a colonização de espécies em eventos de dispersão, principalmente a longas distâncias, como já apontado por Buchan & Padilla (1999) em estudos de dispersão de insetos aquáticos exóticos. Portanto, o investimento em pesquisa no estudo de dispersão de organismos aquáticos deve dar atenção para o ambiente terrestre vizinho aos habitats aquáticos.

Estudos sobre invasões de ecossistemas aquáticos continentais

O uso do espaço na explicação da dinâmica de populações e de comunidades com aplicação em biologia da conservação tem aumentado nos últimos anos, sobretudo a partir do advento da teoria de biogeografia de ilhas e de metapopulações (MacArthur & Wilson 1967; Diamond 1975; Hanski & Gilpin 1991; Hanski et al. 1996). Esses estudos atestam que a movimentação de indivíduos entre manchas de habitat pode, além de reduzir as taxas de extinção, permitir a recolonização de habitats por populações previamente extintas. No entanto, o conhecimento desses processos em ecossistemas aquáticos é ainda muito limitado, resumindo-se a poucos estudos que abordaram a similaridade entre rios e lagos (Barbour & Brown 1974; Eadie et al. 1986) e a relação entre o isolamento de suas faunas e suas chances de extinção (Magnuson et al. 1998).

O isolamento de um lago em relação aos ecossistemas do entorno deve ser determinado principalmente em função da frequência e intensidade com que este extravasa o excesso de água que recebe durante as chuvas e em função das atividades humanas que se desenvolvem em seu interior e entorno. Assim, os corredores de dispersão, incluindo as suas características internas *e.g.* profundidade, pressão de predação e competição, exercem grande importância na determinação do isolamento destes corpos d'água (Jackson et al. 2001). Como em qualquer sistema lacustre, os lagos do médio rio Doce podem ser equiparados a manchas de habitat com seus corredores de conexão muito bem definidos, apresentando uma permeabilidade determinável, e que permitem além das interpretações feitas aqui, a preparação de estudos futuros sobre a taxa de movimentação, de colonização e de recolonização das populações nativas e exóticas de peixes.

Em geral, os estudos de invasões biológicas são acompanhados de limitações experimentais (Marchetti et al. 2004), entre estas (i) a ausência do relacionamento do organismo exótico com o contexto social em que as invasões ocorrem, (ii) a omissão de dados sobre a invasão de espécies nativas

do país em outras bacias, (iii) o uso de pequenas escalas de estudo e (iv) o uso de um pequeno número de amostras. Neste estudo, consegui superar essas limitações, incluindo registros sobre o interesse dos pescadores locais na dispersão dos peixes exóticos e trabalhando com espécies exóticas de outras bacias do Brasil e de outros países em uma grande escala geográfica, que possibilitou o uso de 56 lagos. Portanto, este trabalho representa uma contribuição para o estudo de invasões biológicas em ecossistemas aquáticos, já que apresenta uma abordagem inédita sobre a influência da matriz para a dispersão de peixes exóticos, que são informações raras, especialmente quando comparadas com aquelas do ecossistema terrestre (Cohen & Carlton 1998).

Considerando o risco à biodiversidade e à economia que as invasões biológicas representam no Brasil e no mundo (Elton 1958; Ewell et al. 1999; Sala et al. 2000; Pimentel et al. 2001; Naylor et al. 2001; Occhipinti-Ambrogi & Savini 2003), a comunidade científica precisa fomentar o desenvolvimento de políticas públicas adequadas para tratar a introdução e a dispersão de espécies exóticas. Para isso, é inevitável uma produção científica imparcial e de qualidade (Ludwig 1994) que possa responder às questões importantes a respeito das invasões biológicas, para termos a chance de reduzirmos a perda da biodiversidade (Olden et al. 2004).

Considerações Finais

A dispersão de espécies, entre elas as exóticas, é limitada pelas condições abióticas e bióticas dos corredores de dispersão e especialmente dos habitats-alvo. É verdade que podemos modelar a invasão de muitos organismos exóticos utilizando as suas respostas às variáveis bióticas e abióticas. No entanto, apesar das conhecidas limitações sofridas pelas invasões biológicas, essas regras parecem não ser seguidas por alguns organismos exóticos, que possuem um grande potencial de invasão, tais como algumas das espécies de peixes abordadas neste estudo.

Todas as espécies que aqui estudei já foram encontradas como invasoras em outras regiões tropicais e também em regiões temperadas. Diversos trabalhos científicos e de organizações governamentais e não governamentais relatam a ocorrência de apaiaris, tamboatás, bagres Africanos, tambaquis, tilápias e principalmente tucunarés e piranhas como espécies exóticas em bacias hidrográficas na África, Europa e principalmente América do Norte.

Seria esperado que a mudança de condições entre a região de ocorrência natural dessas espécies e os lagos invadidos no médio rio Doce limitasse a sobrevivência, o crescimento ou pelo menos, a reprodução dessas espécies, mas isso não ocorre. Dentre essas espécies, talvez a mais susceptível a essa regra seja o tambaqui, já que esse é um peixe que faz uma única desova no ano, efetuada sob determinadas condições hidrológicas em rios. Essa espécie só ocorre em um lago, o que pode refletir a sua impossibilidade de reproduzir nos lagos e de emitir propágulos colonizadores. Mas as demais espécies aqui estudadas não possuem essa limitação: a reprodução em lagos e reservatórios é possível para todas elas. É possível que a ausência dessa limitação seja um aspecto chave para determinar o potencial invasor dessas espécies em ecossistemas diversos. Além de se reproduzirem em águas lânticas, os peixes desse estudo podem ter a sua desova parcelada em vários momentos do ano. Essa característica maximiza, ao longo de uma mesma estação reprodutiva, o sucesso reprodutivo de um indivíduo já que dispersa no tempo o risco de perda da prole devido a eventos estocásticos ou até mesmo determinísticos.

O sucesso reprodutivo dessas espécies, à exceção do bagre Africano, é ainda garantido pelo forte cuidado da prole que essas espécies demonstram. Piranhas constroem ninhos e protegem os ovos até que a eclosão das larvas ocorra (Uetanabaro et al. 1993), tucunarés (Fontenele & Peixoto 1979), tamboatás (Hostache & Mol 1998), tilápias (Lowe-McConnell 1999) e apaiaris (Paiva, trabalho não publicado) fazem ninhos, os defendem e ainda protegem os filhotes recém emergidos. É certo que esse

cuidado da prole é mais uma variável que eleva as chances de colonização dessas espécies em habitats invadidos.

A plasticidade de dieta é outra característica, que assim como as características reprodutivas citadas, deve elevar o sucesso de colonização de novos ambientes por esses peixes. Como são carnívoros, os tucunarés e piranhas tendem a ocupar a posição de topo na cadeia trófica. Além disso, as piranhas e os apaiaris apresentam elevada plasticidade de dieta. Estas duas características certamente reduzem o insucesso de indivíduos adultos que tenham colonizado um habitat recentemente invadido. Deste modo, tucunarés e piranhas poderiam se alimentar de quaisquer peixes nativos, já que são predadores de topo nos habitats introduzidos e piranhas e apaiaris poderiam utilizar qualquer recurso, se os preferenciais não estiverem disponíveis. Tilápias e tamboatás também possuem dieta onívora, não demonstrando especialização em itens específicos, o que aumenta suas chances de sucesso.

Além das características bionômicas reprodutivas e alimentares que podem maximizar o sucesso dessas espécies, todas elas possuem ainda algum tipo de atração para o homem. O tucunaré e, menos frequentemente, o apaiari e as piranhas exercem grande interesse como peixes para a pesca desportiva, o bagre Africano e, especialmente, a tilápia são muito desejados para o cultivo em cativeiro e os tamboatás são utilizados como isca para pescarem peixes maiores. Além disso, os tucunarés, as tilápias, os apaiaris e as piranhas são utilizados como espécies ornamentais.

Considerando o sucesso dos peixes exóticos nos lagos estudados e as indicações de que: (i) o comprimento e a composição dos corredores de dispersão são essenciais para a sua invasão em novos habitats, (ii) que algumas espécies possuem plasticidade fisiológica para colonizarem locais muito distintos de sua região nativa, (iii) que essas espécies possuem características bionômicas que podem lhes conferir sucesso diferencial em relação às espécies nativas e (iv) que essas espécies exercem grande interesse para o homem, faço duas predições: 1) as áreas prioritariamente ameaçadas por invasões

futuras de peixe de água doce são os habitats lênticos, com intercomunicação natural e que apresentam pequenas distâncias entre si ou que apresentam alguma comunicação resultante de atividades humanas e 2) peixes de água doce com desova parcelada em sistemas lênticos, com forte cuidado da prole, com dieta carnívora ou muito plástica e com algum interesse para uso comercial ou de lazer, devem constituir os melhores invasores do grupo.

Esse estudo representa um progresso para o conhecimento de processos que regulam a incidência e a dispersão de peixes exóticos e a sua relação com fatores espaciais, abióticos e regionais. O próximo passo para continuar no avanço do entendimento deste processo será o estudo da relação entre as invasões de exóticos com as invasões anteriormente ocorridas. A relação entre as espécies exóticas que são introduzidas primeiro sobre as espécies posteriormente introduzidas é uma abordagem importante e complementar para o conhecimento do processo de dispersão de peixes exóticos e para planejarmos nossas ações para a redução da pressão ecológica que as espécies exóticas exercem sobre as nativas.

Há muitos anos Elton (1958) fez o apelo para que ecólogos iniciassem estudos quantitativos, relacionando a ocorrência de espécies exóticas com os habitats invadidos e, sobretudo, às características presentes nas espécies de grande potencial invasor, objetivando a predição de quem são os invasores e quais são os habitats mais susceptíveis às invasões. Hoje, praticamente, 50 anos depois, os ecólogos ainda não têm respostas claras para estas questões, mas a tendência atual indica que estamos iniciando este caminho.

REFERÊNCIAS

- Arthington AH, Mitchell DS (1986) Aquatic invading species. In: Groves RH, Burdon JJ (eds) Ecology of Biological Invasions Cambridge University Press, Melbourne, pp 34-53.
- Atkinson IAE (1996) Introduction of wildlife as a cause of species extinction. WILDLIFE BIOL 2:135-141.
- Baltz DM, Moyle PB (1993) Invasion Resistance to Introduced Species by a Native Assemblage of California Stream Fishes. ECOL APPL 3:246-255.
- Barbour CD, Brown JH (1974) Fish species diversity in lakes. AM NAT 108:473-489.
- Beier P, Noss RF (1998) Do corridors provide connectivity? CONSERV BIOL 12:1241-1252.
- Benitez-Malvido J (2001) Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. CONSERV BIOL 12:380-389.
- Britski HA, Silimon KZS, Lopes BS (1999) Peixes do Pantanal. Manual de identificação. Corumbá, MS.
- Buchan LAJ, Padilla DK (1999) Estimating the probability of long-distance overland dispersal of invading aquatic insects. ECOL APPL 9:254-265.
- Camargo JLC, Kapos V (1995) Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian Forest. J TROP ECOL 11:205-211.
- Chellappa S, Câmara MR, Chellappa NT (2003) Ecology of *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae) from a reservoir in the semi-arid region of Brazil. HYDROBIOLOGIA 504:267-273.
- Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. TRENDS ECOL EVOL 20:110.

- Cohen AN, Carlton JT (1998) Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. *SCIENCE* 279:555-558.
- Colautti RI, MacIsaac HJ (2004) A neutral terminology to define 'invasive' species. *DIVERSITY DISTRIB* 10:135-141.
- Crowder LB, Cooper WE (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *ECOLOGY* 63:1802-1813.
- Dark SJ (2004) The biogeography of invasive alien plants in California: an application of GIS and spatial regression analysis. *DIVERSITY DISTRIB* 10:1-9.
- Davis MA, Thompson K (2000) Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *BULL ECOL SOC AM* 81:226-230.
- Davis MA, Thompson K, Grime JP (2001) Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *DIVERSITY DISTRIB* 7:97-102.
- Diamond JM (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. *BIOL CONSERV* 1:132-142.
- Eadie JM, Hurly TA, Montgomerie RD, Teather KL (1986) Lakes and rivers as islands: species area relationships in the fish faunas of Ontario. *ENVIRON BIOL FISH* 15:81-89.
- Elton CS (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Wiley, New York, USA.
- Elvira B, Almodóvar A (2001) Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *J FISH BIOL* 59A:323-331.
- Esseen PA (1994) Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer Forest. *BIOL CONSERV* 68:19-28.

- Ewell JJ, O'Dowd DJ, Bergelson J, Daehler CC, D'Antonio CM, Gómez LD, Gordon DR, Hobbs RJ, Holt A, Hopper KR, Hughes CE, LaHart M, Leakey RRB, Lee WG, Loope LL, Lorence DH, Louda SM, Lugo AE, McEvoy PB, Richardson DM, Vitousek PM (1999) Deliberate Introductions of Species: Research Needs. BIOSCIENCE 49:619-630.
- Fonseca MA (2001) Influência da Matriz Inter Habitat na Ocorrência de Aves Insetívoras de Sub-bosque em Fragmentos Florestais na Amazônia. 1-85. Universidade de São Paulo.
- Fontenele O, Peixoto JT (1979) Apreciação sobre os resultados da introdução do tucunaré comum *Cichla ocellaris* (Bloch & Scheider, 1801), nos açudes do Nordeste Brasileiro, através da pesca comercial. BOLETIM TÉCNICO DO DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA 37:109-134.
- Frappier B, Eckert RT (2003) Utilizing the USDA PLANTS database to predict exotic woody plant invasiveness in New Hampshire. FOREST ECOL MANAG 185:207-215.
- Frappier B, Lee TD, Olson KF, Eckert RT (2003) Small-scale invasion pattern, spread rate, and lag-phase behavior of *Rhamnus frangula* L. FOREST ECOL MANAG 186:1-6.
- Fraser DF, Gilliam JF, MacGowan MP, Arcaro CM, Guillozet PH (1999) Habitat quality in a hostile river corridor. ECOLOGY 80:597-607.
- Froese R, Pauly D (2004) Fishbase. World Wide Web electronic publication (www.fishbase.org) version (04/2004).
- Garavelo JC (1979) Revisão taxonômica do gênero *Leporinus* SPIX, 1829 (Ostariphusi, Anostomidae). 1-451. 1979. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Géry J (1977) Characoids of the World. T F H Publication Inc. Ltd., Neptune City.

- Godinho AL, Fonseca MT, Araújo ML (1994) The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: Pinto-Coelho RM, Giani A, von Sperling E (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, pp 77-83.
- Hall SR, Mills EL (2000) Exotic species in large lakes of the world. *AQUAT ECOSYST HEALTH MANAG* 3:105-135.
- Hanski I, Gilpin M (1991) Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *BIOL J LINN SOC* 42:3-16.
- Hanski I, Moilanen A, Gyllenberg M (1996) Minimum viable metapopulation size. *AM NAT* 147:527-541.
- Hart DD, Merz RA (1998) Predator-prey interactions in a benthic stream community: a field test of flow-mediated refuges. *OECOLOGIA* 114:263-273.
- Hastings A (1977) Spatial heterogeneity and the stability of predator-prey systems. *THEOR POPUL BIOL* 12, 37-48.
- Havel JE, Shurin JB, Jones JR (2002) Estimating dispersal from patterns of spread: Spatial and local control of lake invasions. *ECOLOGY* 83:3306-3318.
- Heger T, Trepl L (2003) Predicting biological invasions. *BIOL INVAS* 5:313-321.
- Hinch SG, Collins NC, Harvey HH (1991) Relative abundance of littoral zone fishes: biotic interactions, abiotic factors, and postglacial colonization. *ECOLOGY* 72:1314-1324.
- Holway DA, Suarez AV (1999) Animal behavior: an essential component of invasion biology. *TRENDS ECOL EVOL* 14:328-330.

- Horvitz C, Pascarella J, McMann S, Freedman A, Hofsetter RH (1998) Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane affected subtropical hardwood. *ECOL APPL* 8:947-974.
- Hosmer DW, Lemeshow S (1989) Applied logistic regression. Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- Hostache G, Mol JH (1998) Reproductive biology of the neotropical armoured catfish *Hoplosternum litorale* (Siluriforme - Callichthyidae) a synthesis stressing the role bubble nest. *AQUAT LIVING RESOUR* 11:173-185.
- Huickley P, Chare S (2004) Fisheries for non-native species in England and Wales: angling or the environment? *FISHERIES MANAG ECOL* 11:203-212.
- Huston MA (1994) Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hutchinson GE (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology 22:415-427.
- Irz P, Argillier C, Proteau JP (2004) Contribution of native and non-native species to fish communities in French reservoirs. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:165-172.
- Jackson DA, Peres-Neto PR, Olden JD (2001) What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *CAN J FISH AQUAT SCI* 58:157-170.
- Johnson LE, Padilla DK (1996) Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. *BIOL CONSERV* 78:23-33.
- Jose S, Gillespie AR, George SJ, Kumar BM (1996) Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *FOREST ECOL MANAG* 87:51-52.

- Kitchell JF, Schindler DE, Ogutu-Ohwayo R, Reinthal PN (1997) The Nile Perch in Lake Victoria: Interactions between predation and fisheries. *ECOL APPL* 7:653-664.
- Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *TRENDS ECOL EVOL* 16:199-204.
- Kouamélan EP, Teugels GG, N'Douba V, Bi GG, Koné T (2003) Fish diversity and its relationships with environmental variables in a West African basin. *HYDROBIOLOGIA* 505:139-146.
- Kraft CE, Sullivan PJ, Karatayev AY, Burlakova LE, Nekola JC, Johnson LE, Padilla DK (2002) Landscape patterns of an aquatic invader: Assessing dispersal extent from spatial distributions. *ECOL APPL* 12:749-759.
- Krebs CJ (1999) *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.
- Latini AO (2001) Estado Atual e Perspectivas para a Ictiofauna da Região do Parque Estadual do Rio Doce, MG. In: Instituto Estadual de Florestas M, Projeto Doces Matas (eds). Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce, MG Belo Horizonte, pp 1-49.
- Latini AO, Lima-Júnior DP, Giacomini HC, Latini RO, Resende DC, Espírito-Santo HMV, Barros DF, Pereira TL (2004) Alien fishes in Rio Doce lakes: range, new occurrences and conservation of native community. *LUNDIANA* 5:135-142.
- Latini AO, Petrere M (2004) Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:71-79.
- Lavorel S, Priur-Richard AH, Grigulis K (1999) Invasibility and diversity of plant communities: from patterns to processes. *DIVERSITY DISTRIB* 5:41-49.
- Levine TM, D'Antonio CM (1999) Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *OIKOS* 87:15-26.

- Lodge DM (1993) Biological invasions - lessons for ecology. *TRENDS ECOL EVOL* 8:133-137.
- Lonsdale WM (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *ECOLOGY* 80:1522-1536.
- Lowe-McConnell RH (1999) *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ludwig D (1994) Bad ecology leads to bad public policy. *TRENDS ECOL EVOL* 9:411.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Machado FA (2003) História natural de peixes do Pantanal: com destaque em hábitos alimentares e defesa contra predadores. 1-99. Universidade Estadual de Campinas.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Cout M, Bazzaz FA (2000) Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *ECOL APPL* 10:689-710.
- Magnuson JJ, Beckel AL, Mills E, Brandt SB (1985) Surviving winter hypoxia: behavioral adaptations of fishes in a northern Wisconsin winterkill lake. *ENVIRON BIOL FISH* 14:241-250.
- Magnuson JJ, Tonn WM, Banerjee A, Toivonem J, Sanchez O, Rask M (1998) Isolation vs. extinction in the assembly of fishes in small northern lakes. *ECOLOGY* 79:2941-2956.
- Marchetti MP, Moyle PB, Levine R (2004) Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. *ECOL APPL* 14:587-596.
- Meador MR, Brown LR, Short T (2003) Relations between introduced fish and environmental conditions at large geographic scales. *ECOL INDICAT* 3:81-92.

- Moyle PB, Crain PK, Whitener K, Mount JF (2003) Alien fishes in natural streams: fish distribution, assemblage structure, and conservation in the Cosumnes River, California, U.S.A. *ENVIRON BIOL FISH* 68:143-162.
- Moyle PB, Light T (1996) Fish Invasions in California: Do Abiotic Factors Determine Success? *ECOLOGY* 77:1651-1670.
- Naylor RL, Williams SL, Strong DR (2001) Aquaculture - A Gateway for Exotic Species. *SCIENCE* 294:1655-1656.
- O'Connor NA (1991) The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *OECOLOGIA* 85:504-512.
- Occhipinti-Ambrogi A, Savini D (2003) Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *MAR POLLUT BULL* 46:542-551.
- Olden JD, Poff LN, Douglas MR, Douglas ME, Faush KD (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *TRENDS ECOL EVOL* 19:18-24.
- Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, Williamson MH, Von Holle B, Moyle PB, Byers JE, Goldwasser L (1999) Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *BIOL INVAS* 1:3-19.
- Pereira TL, Lima-Júnior DP, Espírito-Santo HVM, Latini AO (2005) Ocorrência e Dispersão de Peixes Exóticos em Riachos do Médio Rio Doce, MG, Brasil. 70. 2005. João Pessoa, PB. Anais do XVI Encontro Brasileiro de Ictiologia. Ictiofauna Brasileira: estado atual do conhecimento.
- Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O'Connell C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T (2001) Economic and environmental threat of alien plant, animal, and microbe invasions. *AGR ECOSYST ENVIRON* 84:1-20.

- Power ME, Marks JC, Parker MS (1992) Variation in the vulnerability of prey to different predators - community-level consequences. *ECOLOGY* 73:2218-2223.
- Rahel FJ, Magnuson JJ (1983) Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: inferences for cultural acidification. *CAN J FISH AQUAT SCI* 40:3-9.
- Ross RM, Lellis WA, Bennet RM, Johnson CS (2001) Landscape determinants of nonindigenous fish invasions. *BIOL INVAS* 3:347-361.
- Ross ST (1991) Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *ENVIRON BIOL FISH* 30:359-368.
- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O'Neil P, Parker IM, Thompson JN, Weller SG (2001) The population biology of invasive species. *ANNU REV ECOL SYST* 32:302-332.
- Sakamoto Y (1987) What and where is Akaike information criterion statistics. *J POL ECON* 53:189-209.
- Sakamoto Y, Akaike H (1978) Analysis of cross-classified data by AIC. *ANN I STAT MATH* 30:185-197.
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinsig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *SCIENCE* 287:1770-1774.
- Sazima I, Machado FA (1990) Underwater observations of piranhas in western Brazil. *ENVIRON BIOL FISH* 28:17-31.

- Seehausen O, Witte F, Katunzi EFB, Smits J, Bouton N (1997) Patterns of the remnant Cichlid fauna in southern Lake Victoria. *CONSERV BIOL* 11:890-904.
- Simberloff D (1995) Introduced species. In: *Encyclopedia of environmental biology* Academic Press, Inc., pp 323-336.
- Simberloff D (2001a) Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *TRENDS ECOL EVOL* 16:273-274.
- Simberloff D (2001b) Inadequate solutions for a global problem? *TRENDS ECOL EVOL* 16:323-324.
- Simberloff D, Cox J (1987) Consequences and costs of conservation corridors. *CONSERV BIOL* 1:44-52.
- Simberloff D, Farr JA, Cox J, Mehlman DW (1992) Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *CONSERV BIOL* 6:493-504.
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *BIOL INVAS* 1:21-32.
- Snedecor GW, Cochran WG (1967) *Statistical methods*. Iowa State College Press, Ames, Iowa.
- Sokal RR, Rohlf FJ (1995) *Biometry*. W H Freeman, New York.
- Sousa KNS (2000) O rendimento pesqueiro em sistemas lacustres da Amazônia Central. 1-77. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA.
- Sunaga T, Verani JR (1991) The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. *VERH INTERNAT VEREIN LIMNOL* 24:2563-2566.
- Sweka JA, Hartman KJ (2003) Reduction of reactive distance and foraging success in smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, exposed to elevated turbidity levels. *ENVIRON BIOL FISH* 67:341-347.

- Taylor PD, Fahrig L, Henein K, Merriam G (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *OIKOS* 69:571-573.
- Trexler JC, Loftus WF, Jordan F, Lorenz JJ, Chick JH, Kobza RM (2000) Empirical assessment of fish introductions in a subtropical wetland: an evaluation of contrasting views. *BIOL INVAS* 2:265-277.
- Uetanabaro M, Wang T, Abe AS (1993) Breeding behavior of the red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* in nature. *ENVIRON BIOL FISH* 38:369-371.
- Van Zyll De Jong MC, Gibson RJ, Cowx IG (2004) Impacts of stocking and introductions on freshwater fisheries of Newfoundland and Labrador, Canada. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:183-193.
- Ward DW, Blaustein L (1994) The overriding influence of flash floods on species-area curves in ephemeral Negev Desert pools: a consideration of the value of island biogeography theory. *J BIOGEOGR* 21:595-603.
- Wasson K, Zabin CJ, Bedinger L, Diaz MC, Pearse JS (2001) Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport. *BIOL CONSERV* 102:143-153.
- Welch BL (1938) The significance of the differences between two means when population variances are unequal. *BIOMETRIKA* 29:350-362.
- Williamson M (1996) Biological invasions. Chapman & Hall, London.
- Williamson M, Brown KC (1986) The analysis and modelling of British invasions. *PHILOS T ROY SOC B* 314:505-522.
- Winfield IJ, Durie NC (2004) Fish introductions and their management in the English Lake District. *FISHERIES MANAG ECOL* 11:195-201.

Woodward G, Hildrew AG (2001) Invasion of a stream food web by a new top predator. *J ANIM ECOL* 70:273-288.

Zaret TM, Paine RT (1973) Species introduction in a tropical lake. *SCIENCE* 182:449-455.

CONCLUSÃO GERAL

Inventário rápido e identificação de variáveis que limitam a dispersão de exóticos: um estudo sobre peixes no médio rio Doce (MG, Brasil).

O método de inventário rápido (RAP) que sugiro é um método efetivo, mostrando-se tão eficaz quanto outros métodos de grande esforço amostral. O uso deste RAP torna possível a avaliação de um problema ambiental de grande escala espacial em um pequeno espaço de tempo e com a disponibilidade de poucos recursos econômicos e humanos. Este RAP realizado em momentos diferentes do tempo em uma mesma região permite uma análise da dispersão de invasores com a identificação do caminho das invasões e da sua expansão. O seu uso regular também ajudaria na detecção a curto prazo de novos invasores e permitiria a tomada de ações rápidas para conter invasões. Além disto, o RAP identificou a ocorrência de espécies em baixas abundâncias, o que reforça a possibilidade de seu uso para a sua finalidade inicialmente proposta: o inventário de biodiversidade em regiões ameaçadas.

Os peixes que invadiram os lagos do rio Doce são espécies de grande potencial de aclimação em novas regiões. As variáveis locais dominantes na região estudada não limitam a sua dispersão e colonização em novos lagos. Entre as variáveis espaciais, o tamanho do corredor de dispersão, considerando-se a cobertura vegetal da matriz, afeta a colonização de piranhas e tucunarés. Quanto maior o corredor e quanto menor a cobertura vegetal da matriz entre os lagos, menor a chance de ocorrerem estes peixes. Apesar da sua chegada na região ser determinada pelo interesse do homem, a plasticidade de dieta, o comportamento de cuidado da prole e a dieta carnívora devem ser três aspectos bionômicos destas espécies que são responsáveis pelo seu sucesso de colonização em novos lagos.

A conservação da ictiofauna nativa dos lagos do médio rio Doce está hoje limitada a duas ações principais: a proteção dos lagos ainda não invadidos e o trabalho conjunto com as comunidades locais para reduzir a chance de novas invasões em lagos já comprometidos e naqueles ainda não invadidos.