



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

Leo Caetano Fernandes da Silva
Tese de Doutorado

**Comunidades aquáticas do reservatório de Serra da Mesa (GO): distribuição,
influências e a pesca esportiva sobre o tucunaré azul (*Cichla piquiti*).**

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

**GOIÂNIA
Julho 2013**



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
FACULDADE DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Comunidades aquáticas do reservatório de Serra da Mesa (GO): distribuição, influências e a pesca esportiva sobre o tucunaré azul (*Cichla piquiti*).

Leo Caetano Fernandes da Silva

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás como pré-requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ecologia e Evolução.

**Orientador: Prof. Dr. Ronaldo
Angelini**

**GOIÂNIA
Julho 2013**

Agradecimentos

Agradeço às instituições que foram importantes no processo de construção dessa qualificação. Agradeço a Universidade Federal de Goiás, ao Programa de Pós Graduação de Ecologia e Evolução e todo o quadro de professores por me oferecer uma formação de qualidade tão elevada. Quem diria, que no centro do Brasil está um dos melhores centros de pesquisa em Ecologia do Brasil e do Mundo. Espero ter conseguido aproveitar o máximo professores tão qualificados.

O Ibama agiu como um pai para mim. Primeiro financiou grande parte do projeto, auxílio mais que importante. Depois, me liberou das atividades diárias para que eu pudesse me qualificar mais. Com certeza tenho uma dívida de gratidão com a instituição e me doarei ao máximo para retribuí-la, afinal, quantas pessoas tem o privilégio de receber seu salário para estudar neste país? Agradeço especialmente aos Superintendentes do IBAMA em Goiás, que passaram durante a execução desse projeto, entre eles Ary Soares dos Santos, que além de me liberar para a licença de qualificação sempre apoiou o projeto e Edílson Carvalho de Siqueira pelo apoio nos últimos meses. Também agradeço à Coordenação Geral de Autorização de Uso e Gestão de Fauna e Recursos Pesqueiros, que aprovou e liberou os recursos necessários ao projeto.

No Ibama contei ainda com apoio e compreensão da nossa ex-Coordenadora e atual responsável substituta pelo Núcleo de Fauna e Recursos Pesqueiros, Cristianne Borges, que nos liberou para a coleta sempre, apoiou todo o projeto e ainda me liberou do IBAMA para que eu pudesse tirar licença para qualificação. Só faltou ter ido em Serra da Mesa pra abrir uns peixinhos de madrugada (hehehe). Além disso, a Cristianne seguiu a barra nos momentos necessários. À amiga e colega de trabalho Ana Carolina agradeço por desenvolver a parte de educação ambiental junto aos guias de pesca. Como estou cheio de agradecimentos especiais, não poderia esquecer do amigo e chefe José Augusto de Oliveira Motta, que apesar de ser chato as vezes (hehehe), sempre apoiou o desenvolvimento do projeto.

imento ao meu Orientador, Ronaldo Angelini, sempre se fez presente. Mostrou que o cientista deve se preocupar com outras questões além de apenas publicar artigos. Me ensinou bastante sobre as preocupações que devemos ter com os pescadores, principalmente no estado de Goiás, pois se tornaram “bandidos” do dia para noite, quando a pesca comercial se tornou ilegal. E ensinou que a ciência pode ser também aplicada. Além disso, agradeço pela paciência, confiança, preocupação, conselhos e o mais importante, pelo grande incentivo que me dá. Sempre me encaminha artigos e me incentiva por e-mail e Skype, não deixando a peteca cair. Você Ronaldo, e sua esposa, Adriana, são exemplos de profissionais que eu tento seguir. Entretanto, estes não são os agradecimentos finais, pois tenho muito que aprender e desenvolver.

Passamos agora às pessoas que muito contribuíram para o desenvolvimento deste projeto diretamente e não posso deixar de começar com Michel e Daniel, Analistas Ambientais do IBAMA, apaixonados pela pesca e que em 2008, quando eles faziam parte do extinto Programa Nacional de Desenvolvimento da Pesca Amadora (PNDPA) do IBAMA, me procuraram para que eu desenvolvesse um projeto no reservatório de Serra da Mesa, uma vez que eles gostariam de mostrar que a gestão pesqueira no Brasil não abordava o problema da evolução induzida pela pesca. Além disso, eles participaram de várias campanhas de coleta e ajudaram na discussão de várias idéias interessantes e com certeza serão co-autores dos artigos que este projeto gerar.

Além deles, foi primordial a participação dos alunos da UEG, alguns hoje biólogos, todos orientados dos professores Ronaldo, Adriana, Héliida e Samantha, que auxiliaram muito nas coletas de campo, análises no laboratório e nas discussões do assunto. Muito obrigado mesmo Carolinny, Hasley, Herick, Nathália, Ramila e Ruan. Além deles, também participaram de algumas campanhas, Marcos e Douglas também alunos da UEG e Jaskulski e Murilo, estagiários do IBAMA que auxiliaram muito. Todos vocês foram meus braços, minhas pernas e muitas vezes minha cabeça também. Acredito muito no potencial de vocês!

Professor Ludgero Cardoso Galli Vieira e seus
análises do material de zooplâncton (e apoio
durante algumas análises estatísticas). E a todos os alunos da UEG que
ajudaram nas análises de conteúdo estomacal, comandados pelo Hasley,
macroinvertebrados bentônicos, comandados pelo Herick, gônadas,
comandados pela Nathália e otólitos, comandados por Carrolliny. Agradeço ao
biólogo Luciano (Cupim) pelo apoio e identificação dos ephemeropteras e
agradeço ainda aos professores Luis Maurício Bini e Leandro Oliveira por me
emprestarem materias importantes para a coleta.

Um agradecimento muito especial vai a todos os Guias de Pesca das
pousadas do Germano e da Ni (40) pelo esforço na coleta dos dados do
monitoramento da pesca e por valorizar o peixe que dá a vocês o sustento.
Especial agradecimento ao Eribert, que além de guia de pesca nos apoiou em
várias coletas e como um cão de caça descobria infratores para os fiscais do
IBAMA que iam pescar. Lembro muito bem da cara de choro do Eribert quando
eu disse que tinha que coletar os maiores! Agradeço ainda ao Kid, profissional
da pesca e grande desenhista que também auxiliou nossa pescaria e mostrou
como se faz para pescar com moscas (*Fly*).

Agradeço à todos os pescadores e turistas que contribuíram com o
projeto, doando os peixes capturados. Muitos com várias histórias e vários
concordando com a proposta. Me dava uma satisfação muito grande quando
eles começavam a defender a idéia do projeto.

Agradeço à Pousada Serra da Mesa e Pousada do Germano em
Niquelândia, e Pousada da NI e Rancho do Zé Mineiro em Colinas do Sul que
foram bases para as coletas de campo, nos fornecendo materiais, disposição e
até alguns descontos. Especial agradecimento ao Edilei da pousada do
Germano e a Ni, da pousada da Ni, que além do grande apoio em suas
pousadas, incentivaram seus guias a coletarem os dados do monitoramento,
sendo as únicas pousadas que participaram ativamente do projeto. É muito
bom perceber o quanto o pensamento destas pessoas vem mudando e que
agora sabem que é possível utilizar os recursos e mesmo assim mantê-los.
Todas estas 4 pousadas pregam entre seus turistas que os peixes grandes

esmo sem a legislação atual que os obrigue a

Agradeço a empresa Mundo Sub, que esteve presente em uma das coletas tentando capturar através da pesca subaquática os tão aguardados peixes grandes, pois precisávamos deles em nossas amostras.

Agradeço à Universidade Estadual de Goiás também me acolheu muito bem, através do LAB. Primeiro, meu orientador e a professora Adriana, depois as professoras Hélida e Samantha, aceitaram que eu utilize o espaço e os alunos para me ajudarem com o trabalho. Sem a UEG com certeza este trabalho não teria sido realizado.

À todos os servidores do IBAMA que viajaram conosco também merecem um agradecimento. Auxiliaram tanto na coleta quanto na fiscalização enquanto estávamos coletando, evitando que tivéssemos que desviar nosso roteiro durante o projeto. Assim, Agradeço ao Ado, Charles, Claudimar, Jonas, Valtuir, Kennedy, Marivaldo e Valdomiro. Especial agradecimento a Elismar e Luis Coelho, que com sua organização e grande coração tomaram conta de todos no campo. Por fim, agradeço ao companheiro de campo mais enjoado de todos. Ao grande amigo Luiz Alfredo, que além de não pegar nada, ainda enchia o saco o tempo inteiro (hehehehe). Luiz, seu auxílio em campo e discussão de integração entre políticas públicas e ciência foram muito importantes para minha formação. Além disso fico devendo três churrascos (isso tudo?) pela leitura e correção dos três capítulos. Como dizem por aí, devo, não nego, pago quando puder.

Não posso deixar de agradecer Michel e Daniel, Analistas Ambientais do IBAMA, apaixonados pela pesca e que em 2008, quando eles faziam parte do extinto Programa Nacional de Desenvolvimento da Pesca Amadora (PNDPA) do IBAMA, me procuraram para que eu desenvolvesse um projeto no reservatório de Serra da Mesa, uma vez que eles gostariam de mostrar que a gestão pesqueira no Brasil não abordava o problema da evolução induzida pela pesca. Além disso, eles participaram de várias campanhas de coleta e ajudaram na discussão de várias idéias interessantes e com certeza serão co-autores dos artigos que este projeto gerar.

ssores Daniel Brito e Ludgero Galli Vieira que
cação e deram contribuições interessantes ao
trabalho.

Por fim, agradeço à meus familiares, porque apesar de não os ter escolhido, assim como os amigos, tenho grande admiração por eles. Meus pais me proporcionaram uma ótima educação dentro e fora da escola, mesmo que as vezes tivessem dificuldade financeira. Além disso, me incentivaram muito, as vezes sem usar palavras diretas a mim, mas ao ouvi-los falar de seu filho com orgulho, sempre me incentivou a tentar melhorar e estudar mais. Além dos meus pais, minhas irmãs, sobrinhos e sobrinhas e minha avó sempre proporcionaram ótimos fins de semana de descanso. A meus pais devo ainda o primeiro contato com o meio ambiente e com a pescaria, uma vez que segundo meu pai, com 4 meses ele me levava aos acampamentos de pesca.

Fico sem palavras para agradecer minha Neguinha. Além de minha companheira, amiga e amor agradeço a força, paciência (nem sempre, né?), discussões e mesmo leituras do texto, ajudando a melhorar algumas frases e dizendo que é muito chato o que eu faço (hehehe). Neguinha, sem você eu não estaria tão feliz quanto eu me sinto.

INTRODUÇÃO GERAL.....	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	7
Capítulo 1	10
Relações entre morfologia, taxonomia e dieta de uma assembleia de peixes em um reservatório neotropical.....	10
RESUMO	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO.....	13
METODOLOGIA	14
Área de Estudo	14
Caracterização da dieta- (Matriz 1)	15
Caracterização morfométrica (Matriz 2)	17
Filogenia/Taxonomia (Matriz 3)	19
Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4).....	19
Importância dos índices morfométricos (pergunta 5).....	20
RESULTADOS	20
Caracterização da Dieta (Matriz 1)	20
Caracterização Morfométrica (Matriz 2)	23
Matriz de proximidade taxonômica/filogenética.....	23
Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4).....	24
Características Morfológicas Importantes (pergunta 5).....	25
DISCUSSÃO.....	28
Caracterização geral da dieta.....	28
Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4).....	29
Características morfológicas mais importantes na dieta (pergunta 5)	30
Convergência – Divergência.....	31
CONCLUSÃO.....	32

Capítulo 2	32
Devemos utilizar grupos indicadores no monitoramento de comunidades biológicas em reservatórios?	39
RESUMO	40
ABSTRACT	41
INTRODUÇÃO	42
METODOLOGIA	43
Área de estudo	43
Coleta de dados.....	44
Análise de dados	46
RESULTADOS	47
DISCUSSÃO.....	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
Capítulo 3	66
Manejo darwiniano da pesca de tucunarés azuis (<i>Cichla piquiti</i>) no reservatório de Serra da Mesa, GO: evidências da restrição da captura de tamanho máximo.	66
RESUMO	67
ABSTRACT	68
INTRODUÇÃO	69
METODOLOGIA	72
Área de Estudo	72
Coleta dos indivíduos	73
Idade dos peixes.....	74
Parâmetro de crescimento	76
Validação da idade	77
Fecundidade dos peixes.....	78
Monitoramento da pesca amadora.....	78

.....	78
.....	79
RESULTADOS.....	80
Idade e Crescimento.....	80
Fecundidade e ovócitos.....	84
Monitoramento da pesca amadora.....	87
DISCUSSÃO.....	89
Idade e Crescimento.....	89
Fecundidade.....	90
Monitoramento da pesca amadora.....	91
Manejo Darwiniano da pesca	92
Tamanho máximo de captura no reservatório de Serra da Mesa	93
CONCLUSÃO.....	95
Nota:.....	95
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
ANEXO 1.....	105
CONCLUSÃO GERAL	106
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107
ANEXOS	108

O conhecimento incompleto da biologia, ecologia e sistemática de peixes prejudica a avaliação e compreensão da rica diversidade deste grupo encontrada em ambientes tropicais, especialmente no Brasil (Menezes, 1996). Em consulta ao FishBase, um sistema global de informações sobre peixes, percebemos que informações básicas não foram geradas ou condensadas para a maioria das espécies brasileiras. Assim, faz-se necessário a existência de estudos de conhecimento da biologia e ecologia das espécies.

Junte-se a isto o fato que a biologia da conservação é considerada uma ciência de crise, uma vez que a ação humana atinge cada vez mais o ambiente natural, causando, inclusive extinção de espécies (Knight *et al.* 2006). Os órgãos ambientais são normalmente as instituições que executam a política nacional de meio ambiente, trabalhando especialmente para tentar reduzir essa crise e muitas vezes sem a informação necessária, mas mesmo assim e diariamente estes órgãos ambientais tomam decisões administrativas que vão afetar a conservação das espécies e era esperado que estivessem próximos das instituições geradoras de conhecimento, o que nem sempre é observado. Infelizmente, uma grande quantidade de pesquisas publicadas em revistas científicas tem tido pouca influência sobre os tomadores de decisão (Pullin *et al.* 2004, Milner-Gulland *et al.*, 2010, 2011) e dois terços do que foi publicado na literatura da biologia da conservação não gerou nenhuma ação conservacionista (Knight *et al.* 2008).

Alguns críticos destacam que a ciência está atrasada para prevenir novas ameaças (Harremoës *et al.* 2001) e, dessa maneira, o meio científico deve fazer mais (Chapin *et al.* 2011). Autores argumentam que os pesquisadores devem, entre outras ações, 1- produzir conhecimento rápido e suficiente para afetar as decisões políticas; 2- abordar os problemas que transcendem as abordagens científicas tradicionais; 3- utilizar abordagens multidisciplinares incluindo campos como economia, sociologia e política e 4- comunicar-se de uma maneira mais ousada e mais direta com aqueles que podem avançar a política ambiental (Laurence *et al.* 2012).

Com esta preocupação, este trabalho surgiu dentro do Ibama, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, com a intenção

Órgão ambiental federal executor da política ambiental. Assim, o trabalho foi focado no reservatório de Serra da Mesa, um dos locais mais procurados por pescadores esportivos de todo o Brasil, com o objetivo de se conhecer algumas características de certos grupos biológicos, especialmente dos peixes na busca pela geração de conhecimento mais aplicado à conservação da biota deste local.

No reservatório de Serra da Mesa dentre as espécies mais apreciadas na pesca amadora estão as do gênero *Cichla* (nativo da bacia) devido a sua esportividade, tendo então uma importância econômica elevada (Santos *et al.*, 2001). Pescadores do país inteiro geram renda nas cidades lindeiras, o que é uma preocupação dos exploradores deste recurso. Este estudo foi realizado graças ao apoio dos proprietários de pousadas e, principalmente, dos guias de pesca, que participaram ativamente da coleta de dados. Essa participação é apontada como de fundamental importância no sucesso do manejo (Carvalho *et al.* 2009 e Castello *et al.* 2009).

Por outro lado, testar hipóteses ecológicas que não necessariamente são diretamente ligadas à conservação da biodiversidade é importante, justamente devido ao conhecimento incipiente de diversos aspectos da biologia e ecologia dos peixes (Menezes, 1996). Como exemplo, podemos citar a hipótese ecomorfológica, que prevê que as diferenças morfológicas entre as espécies são geradas por pressões seletivas do ambiente (Beaumord e Petrere, 1994). Assim, se duas espécies possuem a mesma dieta, elas podem compartilhar características morfológicas semelhantes (Norton *et al.* 1995).

Entretanto, como já dito, a biologia da conservação é uma ciência de crise (Knight *et al.* 2006), e então é necessário, mesmo com informações incipientes, buscar maneiras para se tomar as melhores decisões para conservação. Uma destas maneiras é a utilização de grupos indicadores e a verificação se um grupo é indicador de outro através da análise de concordância que mede o grau em que padrões na estruturação da comunidade são similares em diferentes grupos taxonômicos (Paszkowski e Tonn, 2000). Quando grupos são concordantes pode-se estudar apenas o grupo mais conhecido e menos dispendioso, evitando, por exemplo, o monitoramento custoso de diversos grupos (Mandelik *et al.*, 2010).

uma atividade diretamente manejada pelas órgãos ambientais, é um fator importante que afeta as comunidades (Stokes, *et al.* 1993). Conhecer potenciais riscos aos estoques pesqueiros e agir para evitar a sobrepesca é obrigação dos órgãos ambientais. Nos últimos 15 anos surgiu uma nova preocupação em relação a conservação destes estoques, que é a evolução induzida pela pesca (Law, 2000). Como os pescadores buscam os indivíduos maiores (geralmente mais velhos) (Stokes, *et al.* 1993, Law, 2000), a pesca pode levar a mudanças evolutivas caso a variabilidade genética dos indivíduos gere alguma variação fenotípica (Law, 2000). Atributos da história de vida podem ter mudanças evolutivas rápidas devido a pressão da pesca, como redução do tamanho da primeira maturação (Conover e Munch, 2002; Law, 2007). Uma das alternativas tem sido chamada de manejo darwiniano da pesca, quando os tomadores de decisão se preocupam com as consequências genéticas e evolutivas do ordenamento pesqueiro.

Assim, este trabalho foi dividido em três capítulos:

Cap 1- Relações entre morfologia, taxonomia e dieta de uma assembleia de peixes num reservatório neo-tropical.

Neste capítulo o objetivo foi abordar a ecologia básica de algumas espécies de peixes que ocorrem no reservatório de Serra da Mesa, verificando que espécies com mesmas características morfológicas possuem a mesma dieta, mesmo se retirado o efeito da taxonomia.

Cap. 2 – Devemos utilizar grupos indicadores no monitoramento de comunidades biológicas em reservatórios?

Neste capítulo o objetivo foi determinar se fatores ambientais ou distância afetam a distribuição das espécies de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes e verificar se a distribuição de um grupo afeta a distribuição dos demais, ou seja, se um grupo é indicador de outro, o que permitiria reduzir os custos do monitoramento de impacto de grandes obras.

o da pesca de tucunarés azuis (*Cichla piquiti*)
a, GO: evidências para restrição da captura de
tamanho máximo.

Neste Capítulo o objetivo foi verificar se há potencial de existir evolução induzida pela pesca nos tucunarés (*Cichla piquiti*) no reservatório de Serra da Mesa, especialmente verificando se a pesca está focada nos maiores indivíduos, se os maiores indivíduos possuem maior fecundidade, se há redução do tamanho médio capturado durante o monitoramento e se peixes de mesma idade possuem mesmo tamanho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Beaumord, A. C. e Petrere, M.; 1994. Fish communities of Manso River, Chapada dos Guimarães, MT, Brazil. *Acta Biologica Venezuelica* 152, 21-35.
- Carvalho, A. R.; Williams, S.; January, M.; Sowman, M. 2009. Reliability of community-based data monitoring in the Olifants River estuary (South Africa). *Fisheries Research* 96, 119-128.
- Castello, L.; Viana, J.P.; Watkins, G.; Pinedo-Vasquez, M.; Luzadis, V.A.; 2009. Lessons from Integrating Fishers of Arapaima in Small-Scale Fisheries Management at the Mamirauá Reserve, Amazon. *Environmental Management* 43 (2), 197-209.
- Chapin, F. S. III; Power, M. E.; Pickett, S. T.; Freitag, A.; Reynoldos, J. A.; Jackson, R. B.; Lodge, D. M.; Duke, C.; Collins, S. L.; Power, A. G.; Bartuska, A. 2011. Earth stewardship: science for action to sustain the human-earth system. *Ecosphere* 2(8):art89. <http://dx.doi.org/10.1890/>.
- Conover, D.O.; Munch, S.B. 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary timescales. *Science* 297, 94–96.
- Harremoës, P.; Gee, D.; MacGarvin, M.; Stirling, A.; Keys, J.; Wynne, B.; Guedes Vaz, S. 2001. Late Lessons from Early Warnings: the

- Knight, A.T.; Cowling, R.M.; Campbell, B.M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology* 20, 408–419.
- Knight, A.T.; Cowling, R.M.; Rouget, M.; Balmford, A.; Lombard, A.T.; Campbell, B.M. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* 22, 610–617.
- Laurance, W.F.; Koster, H.; Grooten, M.; Anderson, A.B.; Zuidema, P.A.; Zwick, Zagt, R.J.; Lynam, A.J.; Limkie, M.; Anten, N.P.R. 2012. Making conservation research more relevant for conservation practitioners. *Biological Conservation* 153:164–168.
- Law, R. 2000. Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science* 57, 659–668.
- Law R. 2007. Fisheries induced evolution: present status and, future directions. *Mar Ecol Prog Ser* 335, 271–277.
- Mandelik, Y., Roll, U. e Fleischer, A. 2010. Cost-efficiency of biodiversity indicators for Mediterranean ecosystems and the effects of socio-economic factors. *Journal of Applied Ecology* 47, 1179-1188.
- Menezes, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity. In *Biodiversity in Brazil* (C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes, eds.). CNPq, São Paulo, 289-295.
- Milner-Gulland, E.J.; Fisher, M.; Browne, S.; Redford, K.H.; Spencer, M.; Sutherland, W.J. 2010. Do we need to develop a more relevant conservation literature? *Oryx* 44, 1–2.
- Milner-Gulland, E.J.; Barlow, J.; Cadotte, M.W.; Hulme, P.E.; Kerby, G.; Whittingham, M.J. 2011. Ensuring applied ecology has impact.

- Norton, S.F., Luczkovich, J.J. e Motta, P.J. 1995. The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44(1-2), 287-304.
- Paszkowski, C. A. e Tonn, W.M. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology* 43, 421–437.
- Pullin, A.S. e Knight, T.M. 2004 Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology*, 15, 50–54.
- Santos, L.N.; Gonzalez, A.F.; Araújo, F.G. 2001. Dieta do tucunaré - amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider) (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 18:191-204.
- Stokes, T.K.; McGlade, J.M.; Law, R. 1993. *The Exploitation of Evolving Resources*. Springer-Verlag, Berlin.



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

Capítulo 1

Relações entre morfologia, taxonomia e dieta de uma assembleia de peixes em um reservatório neotropical.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi explorar as relações entre dieta, morfologia e taxonomia de 30 espécies capturada no Reservatório de Serra da Mesa. As relações entre dieta e morfologia, dieta e taxonomia e morfologia e taxonomia foram testadas utilizando o teste de Mantel. E a relação entre dieta e morfologia, após retirado o efeito da taxonomia foi testada utilizando o teste de mantel parcial. Foi utilizada uma RDA para analisar quais características são importantes para as diferentes dietas apresentadas. Os resultados demonstraram que, independente da taxonomia, algumas guildas tróficas podem ser preditos a partir de alguns atributos morfológicos relevantes (i.e. altura e largura da boca para piscívoros e carnívoros) e sugere relação significativa entre dieta e morfologia. Ou seja, espécies que possuem dieta similar tendem a possuir características morfológicas semelhantes.

Palavras-chave: Ecomorfologia, filogenia, nicho, convergência e divergência.



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

The objective of this work was explore the relationships between diet, morphology and taxonomy in 30 species from Serra da Mesa Reservoir. The relationships between diet and morphology, diet and taxonomy and morphology e taxonomy were examined using Mantel test. And we test the relationships between diet and morphology after retire the effect os taxonomy using Partial Mantel Test. We used RDA to explore relevant attributes to diet. Results show that, independently of Taxonomy, some of the trophic guilds could be grossly predicted from few relevant morphological attributes (i.e mouth width and mouth Height especially for piscivores and carnivores) and thus suggest a significant link between diet and morphology. In other words, species having similar diet tend to converge to some extent on some morphological attributes.

Key-words: Ecomorfology, Philogeny, niche, convergence; divergence.

A afinidade entre forma e função das estruturas dos organismos foi narrada pela primeira vez por Aristóteles ao relacionar algumas características dos peixes com seus habitats (Motta *et al.* 1995). O estudo dessa relação é a chamada morfologia funcional que busca conhecer o papel biológico das estruturas (Betz, 2006), além de entender as consequências ecológicas das variadas formas destas estruturas dos organismos (Willemiller, 1991).

O principal objetivo da ecomorfologia é estudar a interação entre as diversidades ecológica e morfológica considerando a escala evolutiva em que estão inseridas (Motta e Kotrschal, 1992).

Estudos ecomorfológicos foram realizados para diversos táxons como lagartos (Losos, 1990), aves (Bock, 1994) e morcegos (Swartz *et al.*, 2003). Entretanto, o grupo mais usado neste enfoque é o de peixes que ocupam uma grande variedade de nichos (Motta *et al.* 1995) e por isto possui ótimos exemplos da relação entre diversidade morfológica e ecológica. Assim, por exemplo, diferentes dentições de peixes normalmente estão associadas a diferentes dietas (Luczkovich *et al.*, 1995) ou o comprimento do pedúnculo está associado à capacidade de propulsão (Oliveira, *et al.* 2010).

Estas relações normalmente são explicadas devido a adaptação das espécies às pressões seletivas do ambiente (seleção natural). Dessa maneira, se uma característica aumenta a eficiência para utilizar determinado nicho, e se duas espécies ocupam este mesmo nicho, elas podem ter a mesma característica selecionada (Norton *et al.* 1995).

A dieta é uma das dimensões mais importantes do nicho de uma espécie e dentre os peixes, esta dimensão é utilizada principalmente ao se verificar a sobreposição de nichos entre espécies (Bearhop, *et al.* 2004). A relação entre morfologia de espécies de peixes com sua dieta é conhecida (Gatz, 1979, Winemiller, 1991, Piet, 1998, Willis *et al.* 2005, Ward-Campbell *et al.*, 2005, Cochran-Biederman e Winemiller, 2010). Entretanto, alguns trabalhos não detectaram forte relação (Douglas e Mattheus, 1992), tornando interessante a verificação da existência desta relação em ambientes alterados, como

de espécies é normalmente menor que no rio
tróficas dominantes (Albrecht *et al.*, 2012).

Outro fator importante no estudo da dimensão trófica do nicho é o componente filogenético nas relações entre morfologia e as características ecológicas da espécie (Cassati e Castro, 2006), para entender a convergência adaptativa entre táxons que não são próximos filogeneticamente (Karr e James, 1975) e divergência adaptativa entre espécies que são próximas filogeneticamente (Reilly e Wainwright, 1994). Por outro lado, espécies filogeneticamente mais próximas, devem ser mais parecidas morfológica e ecologicamente.

Assim, o objetivo deste capítulo é, a partir da caracterização da dieta, da morfologia e da proximidade taxonômica entre as espécies coletadas no reservatório de Serra da Mesa, responder as seguintes perguntas: 1- espécies mais próximas morfológicamente possuem dietas similares?; 2- Espécies mais próximas filogeneticamente possuem dietas similares?; 3- Espécies mais próximas filogeneticamente possuem formas similares?; 4- Retirando-se o efeito filogenético, há influência da morfologia das espécies em sua dieta?; 5- Quais características morfológicas são mais importantes para a dieta?

METODOLOGIA

Área de Estudo

O reservatório de Serra da Mesa, proveniente da construção de Usina Hidrelétrica (UHE), está localizado ao Norte do estado de Goiás (meridianos 49° 30" e 48°O e os paralelos 13° e 15°S) na região Centro-Oeste do Brasil (De Fillippo *et al.*, 1999, Caramaschi *et al.* 2012).

A barragem da UHE de Serra da Mesa situa-se no curso principal do Rio Tocantins, com os seguintes afluentes no lago: Rio Tocantinzinho e Rio Bagagem (margem direita, a nordeste), Rio das Almas e Rio Maranhão (margem direita, a sudoeste). O reservatório de Serra da Mesa tem área de aproximadamente 1784 km² (na cota máxima de 460 m) e 5,4 bilhões de m³, banhando partes dos municípios de Barro Alto, Campinaçu, Campinorte,

ndia, São Luis do Norte e Uruaçu (Andrade,

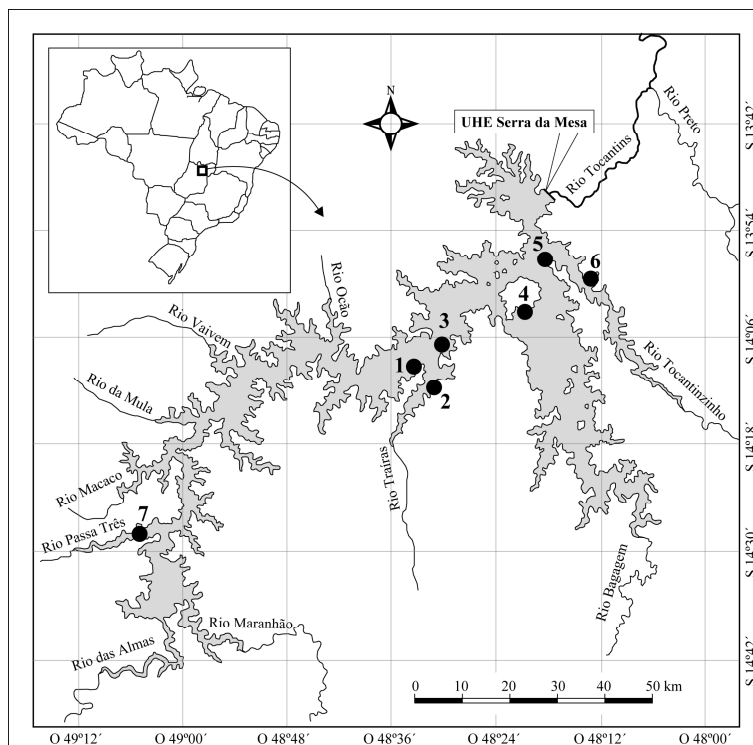


Figura 1- Localização dos sete pontos de amostragem no reservatório da UHE de Serra da Mesa.

Foram definidos seis pontos de amostragem no reservatório. Entretanto, na coleta de março de 2010 incluímos um sétimo ponto. Para a amostragem dos peixes, utilizou-se uma bateria de redes de espera em cada um dos pontos pré-estabelecidos. A bateria era composta por 10 redes com malhas que variaram de 2.5 a 16 cm entre nós adjacentes, as quais permaneciam 24 horas em cada ponto com vistorias de 12 em 12 horas. As redes de malhas 2.5, 3, 4 e 5 possuíam 15m de comprimento, enquanto as demais 50m. Adicionalmente, foram realizadas capturas com linha e anzol ou isca artificial.

Caracterização da dieta- (Matriz 1)

Para caracterização da dieta, foi realizada a observação indireta, através da triagem e identificação do conteúdo estomacal das espécies (Bennemann *et al.*, 2006). Foram separados até 30 indivíduos de cada espécie, em cada coleta, para esta avaliação. Ainda em campo, os estômagos dos indivíduos foram retirados e armazenados em uma solução de formaldeído à 4% de concentração.

conteúdo estomacal através da extração do trato digestivo e da exposição do conteúdo em placas de Petri para identificação dos itens alimentares sob estereomicroscópios e microscópios ópticos (Piorsk *et al.*, 2005). Os itens encontrados nos estômagos foram identificados à menor categoria taxonômica possível, dependendo do estado de digestão em que se encontravam, os volumes do conteúdo foram obtidos por deslocamento da coluna d'água utilizando uma bateria de provetas graduadas. Para volumes menores foi utilizada uma placa milimetrada em que o volume é obtido em mm³ e posteriormente convertido em ml (Wootton, 1990).

Os recursos foram agrupados em sete categorias: algas, macrófitas aquáticas (MacAqua), Detritos/Sedimentos (DetSed), material vegetal alóctone (MVegAl), Invertebrados Aquáticos (InverAq), Invertebrados Terrestres (InverTr) e Peixes. Tanto as categorias de invertebrados aquáticos e terrestres foram dominadas por insetos, mas também foram consumidos moluscos e crustáceos.

A partir dos valores de frequência de ocorrência e volume dos itens alimentares foi calculado o índice alimentar (IA_i) (Kawakami e Vazzoler, 1980), dado pela equação:

$$IA_i = \%Fi \times \%Vi / \sum (\%Fi \times \%Vi)$$

Onde: IA_i= índice alimentar da espécie i, %Fi= percentual da frequência de ocorrência do item alimentar na espécie i; e %Vi = percentual do volume da categoria alimentar na dieta da espécie i.

Os resultados de IA_i foram utilizados para se realizar uma DCA, e verificar o ordenamento das espécies de acordo com a dieta, uma vez que não é esperada uma colinearidade entre valores de dieta. As espécies foram classificadas conforme o hábito alimentar e os seguintes critérios: **Carnívoros** (consumidores de proteína animal: invertebrados aquáticos, terrestres e peixes), **Detritívoros** (consumo predominante de detritos e sedimentos), **Herbívoros** (consumo predominante de material vegetal), **Piscívoros** (consumo >90% de peixes), **Invertívoro** (consumo predominante de invertebrados – dependendo da preferência por invertebrados aquáticos ou terrestre, foi incluída esta sub-divisão) e **Onívoros** (consumo de proteína

a específica). Por fim, a abundância relativa de
, utilizando-se somente os dados estômagos
dos peixes capturados com a amostragem de rede.

Caracterização morfométrica (Matriz 2)

Após a coleta, foram aferidas em um laboratório montado em campo, as seguintes medidas ecomorfométricas (lineares e de áreas) como descrito em Winemiller (1991): comprimento padrão (CP), altura máxima do corpo (AIMCp), altura da linha mediana do corpo (AILM), largura máxima do corpo (LMCp), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), altura do pedúnculo caudal (AIPd), largura do pedúnculo caudal (LPd), comprimento da cabeça (CCb), altura da cabeça (AICb), largura da cabeça (LCb), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), altura do olho (AIO), altura da boca (AIBo), largura da boca (LBo), comprimento da nadadeira dorsal (CD), altura da nadadeira dorsal (AID), comprimento da nadadeira caudal (CC), altura da nadadeira caudal (AIC), comprimento da nadadeira anal (CA), altura da nadadeira anal (AIA), comprimento da nadadeira peitoral (CPt), altura da nadadeira peitoral (AIPt), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), altura da nadadeira pélvica (AIPv), área do olho (AO), área da nadadeira dorsal (AD), área da nadadeira caudal (AC), área da nadadeira anal (AA), área da nadadeira peitoral (APt) e área da nadadeira pélvica (APv). Também foi aferida a área total corpórea (ACp) (Teixeira e Bennemann, 2007). As medidas das características lineares foram realizadas utilizando um paquímetro manual em centímetros (cm) com aproximação em milímetros (mm), as áreas dos olhos e nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos dos contornos das estruturas em papel vegetal e a área foi calculada em papel milimetrado. A partir das medidas ecomorfométricas, foram estabelecidos 11 índices ecomorfológicos (Tab. 1) que devem estar relacionados ao hábitos alimentar dos peixes (Teixeira e Bennemann, 2007, Wolff, 2008 e Oliveira *et al.* 2010).

s relacionados ao uso de alimentos e hábitos,
e Bennemann (2007), Wolff (2008) e Oliveira

et al. 2010).

Índice	Fórmulas	Descrição
Comprimento relativo da cabeça	CCb/CP	Atributo diretamente relacionado ao tamanho relativo do alimento consumido.
Altura Relativa do Olho	$AIO/AICb$	Altos valores indicam olhos dorsalmente posicionados, característico de peixes bentônicos.
Índice de compressão lateral	$AIMCp/LMCp$	Valores elevados indicam peixe lateralmente comprimido, relacionando-se a peixes que ocupam habitats de águas lentas.
Altura relativa do corpo	$AIMCp / CP$	Atributo inversamente relacionado com ambientes de hidrodinamismo elevado e diretamente relacionado com a capacidade de desenvolver deslocamentos verticais.
Comprimento relativo do pedúnculo	CPd/CP	Pedúnculos longos indicam bons nadadores, inclusive peixes bentônicos habitantes em ambientes de hidrodinamismo elevado.
Índice de compressão do pedúnculo	$AIPd/LPd$	Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade, podendo afetar o desempenho em arrancadas rápidas à medida que aumenta a altura dos corpos entre as diferentes espécies.
Altura relativa da boca	$AIBo/AIMCp$	A altura relativa da boca permite inferir sobre o tamanho relativo da presa.
Largura relativa	$LBo /LMCp$	Índice relacionado com o tamanho da boca, sugerindo presas relativamente grandes para

		índices com valores elevados.
Area relativa do olho	$AO/(CP)^2$	Este índice está relacionado à detecção do alimento e fornece informações sobre a acuidade visual das espécies. Pode também indicar o posicionamento relativo na coluna d'água, na medida em que espécies que habitam áreas profundas apresentam olhos menores.
Altura relativa da cabeça	$AICb/AIMCp$	Maiores valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas grandes, desta forma os maiores valores são esperados para os piscívoros.
Largura relativa da cabeça	$LCb/LMCp$	Maiores valores são encontrados em peixes que se alimentam de presas grandes, desta forma os maiores valores são esperados para os piscívoros.

Filogenia/Taxonomia (Matriz 3)

A filogenia para peixes tropicais ainda carece de estudos mais detalhados (Ibanez, *et al.* 2007). Assim, com objetivo de testar e de excluir o viés taxonômico da relação entre dieta e morfologia, foi construída uma matriz topológica das espécies e suas respectivas categorias taxonômicas (Gênero, Família, Classe, Ordem). Desta maneira, se uma espécie pertence ao gênero "A", ela recebeu o valor 1 na coluna atribuída àquele gênero e zero nas colunas dos demais gêneros e assim sucessivamente para as demais categorias taxonômicas. A partir dessa matriz foi elaborada uma matriz de similaridade, através do índice de Jaccard. Esta matriz gerou valores mais elevados entre duas espécies mais próximas taxonomicamente (pertencentes ao mesmo gênero, por exemplo).

Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4)

perguntas de 1 a 4 foram realizados testes de Mantel. Assim, 1 - “dieta” x “morfologia”, 2- “dieta” x “taxonomia”, 3- “morfologia” x “taxonomia” e 4 “dieta x morfologia – taxonomia”, nesta última foi realizado um teste de mantel parcial para verificar se há efeito da morfologia na dieta, retirando-se o efeito da filogenia. Para este teste as matrizes de distância foram calculadas através dos índices Bray-curtis (dieta), Euclidiana (taxonomia) e Jaccard (topologia). Para se testar a significância dos testes, foram realizados testes de Monte-Carlo (10000 permutações).

Importância dos índices morfométricos (pergunta 5)

Com objetivo de se verificar a importância dos índices morfométricos na dieta das espécies, foi realizada uma Análise de Redundância (RDA) com as matrizes de dados dos índices alimentares e morfométricos. A RDA é realizada por um processo de contração e retorna os eixos que são melhores explicados por uma combinação linear das variáveis resposta. Cada eixo é assim uma combinação linear de todas as variáveis resposta (como um modelo de regressão múltipla). Os coeficientes de regressão dos modelos para as variáveis resposta em cada eixo apontam as variáveis mais importantes para explicar cada eixo (Legendre e Legendre, 1998).

Assim, em nosso estudo, os eixos da RDA são interpretados de acordo com as diferentes dietas das espécies e os eixos representam a distribuição das espécies baseados em sua dieta, constrita pelos índices morfométricos calculados.

Para verificar a significância da relação dieta-morfologia extraído da RDA, foi realizado um teste de Monte Carlo (999 permutações) (Ibanez *et al*, 2007).

RESULTADOS

Caracterização da Dieta (Matriz 1)

Entre as 47 espécies coletadas, foram selecionadas aquelas que possuíam pelo menos 1 estômago com conteúdo possível de ser analisado, resultando em 30 espécies que totalizam 98,90% dos 3372 espécimes capturados. Foram analisados 1310 estômagos e as espécies foram classificadas nas guildas tróficas (Tabela 2).

Tabela 2- Número de estômagos analisados (Nº Est.), Índices alimentares calculados para cada item alimentar para cada espécie e a guilda que a espécie foi classificada. A coluna cod. Indica o código utilizado neste trabalho para as respectivas espécies. Itens alimentares: Peixes, InvertAq – Invertebrados aquáticos, InverTr – Invertebrados terrestres, DetSed- Detritos e Sedimentos, MVegAl – Material vegetal alóctone, MacAqua – Macrófitas aquáticas e Algas.

Espécie	Cód.	Peixes	InvertAq	InverTr	DetSed	MVegAl	MacAqua	Algas	Guilda
<i>Cynodon gibbus</i>	Cgib	0,6915	0,0426	0,266	0	0	0	0	Carnívoro
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	Seig	0,8259	0,0008	0,0982	0,0109	0,0157	0,0484	0	Carnívoro
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Srom	0,7776	0,0076	0,1093	0,0189	0,0019	0,0845	0,0001	Carnívoro
<i>Hypostomus plecostomus</i>	Hple	0	0	0	0,9882	0	0,0118	0	Detritívoro
<i>Squaliforma emarginata</i>	Semg	0,0001	0,0001	0	0,9628	0,0065	0,0305	0	Detritívoro
<i>Oxydoras Níger</i>	Onig	0	0	0,1158	0,8621	0,0184	0,0037	0	Detritívoro-carnívoro
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	Huni	0	0,0007	0,0042	0,7179	0,0148	0,2382	0,0241	Detritívoro-Herbívoro
<i>Leporinus friderici</i>	Lfri	0	0	0,0385	0	0,1923	0,7692	0	Herbívoro
<i>Metynnis hypsauchen</i>	Mhyp	0,0002	0,004	0,0156	0,3088	0,1009	0,2677	0,3028	Herbívoro
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	Mpau	0	0,0208	0,0364	0,0693	0,3016	0,5719	0	Herbívoro
<i>Piaractus brachypomus</i>	Pbra	0	0	0	0	1	0	0	Herbívoro
<i>Schizodon viduatta</i>	Svid	0	0	0	0,1774	0	0,8199	0,0027	Herbívoro
<i>Astronotus ocellatus</i>	Aoce	0	1	0	0	0	0	0	Invertívoro Aquático
<i>Pterodoras granulosus</i>	Pgrn	0	0,6923	0,3077	0	0	0	0	Invertívoro Aquático
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Anuc	0	0	0,973	0,027	0	0	0	Invertívoro Terrestre
<i>Crenicichla labrina</i>	Clab	0	0	1	0	0	0	0	Invertívoro terrestre
<i>Triportheus trifurcatus</i>	Ttri	0	0,0683	0,9086	0	0,0163	0,0068	0	Invertívoro terrestre
<i>Crenicichla strigata</i>	Cstg	0,2879	0,2005	0,2879	0	0,0231	0,2005	0	Onívoro
<i>Geophagus neambi</i>	Gnea	0	0,2126	0,0005	0,5335	0,2395	0,014	0	Onívoro
<i>Platydoras costatus</i>	Pcct	0,0044	0,5809	0,059	0,2103	0,0462	0,0989	0,0004	Onívoro
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Pnat	0,6269	0,0021	0,0284	0	0,2858	0,0284	0,0284	Onívoro
<i>Satanoperca sp., aff. S. jurupari</i>	Sjur	0,0001	0,1121	0,0035	0,4177	0,4141	0,0527	0	Onívoro
<i>Cichla kelberi</i>	Ckel	0,9864	0,0137	0	0	0	0	0	Piscívoro
<i>Cichla piquiti</i>	Cpiq	0,9908	0,0044	0,0032	0,001	0,0002	0,0002	0,0001	Piscívoro
<i>Crenicichla lugubris</i>	Clug	0,8611	0,1389	0	0	0	0	0	Piscívoro
<i>Hoplias sp. Gr. H. malabaricus</i>	Hmal	0,9901	0,0048	0,0005	0,0037	0	0,0009	0	Piscívoro
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Psqm	0,9247	0,0183	0,0551	0,0007	0,0003	0,0008	0	Piscívoro
<i>Pseudotylorosus microps</i>	Pmcp	1	0	0	0	0	0	0	Piscívoro
<i>Raphiodon vulpinus</i>	Rvul	0,9324	0,007	0,06	0	0	0,0006	0	Piscívoro
<i>Surubim Lima</i>	Slim	1	0	0	0	0	0	0	Piscívoro

A guilda trófica mais representativa foi a dos onívoros, com 5 espécies e com 35,9% da abundância numérica da assembleia, seguido da guilda dos detritívoros (4 espécies, 26,5%), piscívoros (8 espécies, 17,4%), carnívoros (3

espécies, 7,2%) e invertívoros (5 espécies,

A DCA separou as guildas tróficas (Figura 2) e ao primeiro eixo os Píscívoros receberam escores mais negativos, que foram aumentando e separando Carnívoros, Invertívoros (aquáticos ou terrestres), Herbívoros e Detritívoros. Os Onívoros estiveram mais centralizados, mas, dependendo da principal fonte de alimento, se aproximaram dos invertívoros (e.g. *Pygocentrus nattereri*) ou dos herbívoros (e.g. *Satanoperca* sp., aff. *S. jurupari*) (eixo 1).

O eixo 2 separou especialmente os peixes que tem preferência por invertebrados aquáticos (escores mais negativos), daqueles com preferência por invertebrados terrestres (escores positivos). Adicionalmente, separou os herbívoros com preferência por material vegetal alóctone (e.g. *Piaractus brachypomus*) dos herbívoros com preferência por material vegetal autóctone (algas e macrófitas), como *Schizodon viduatta*.

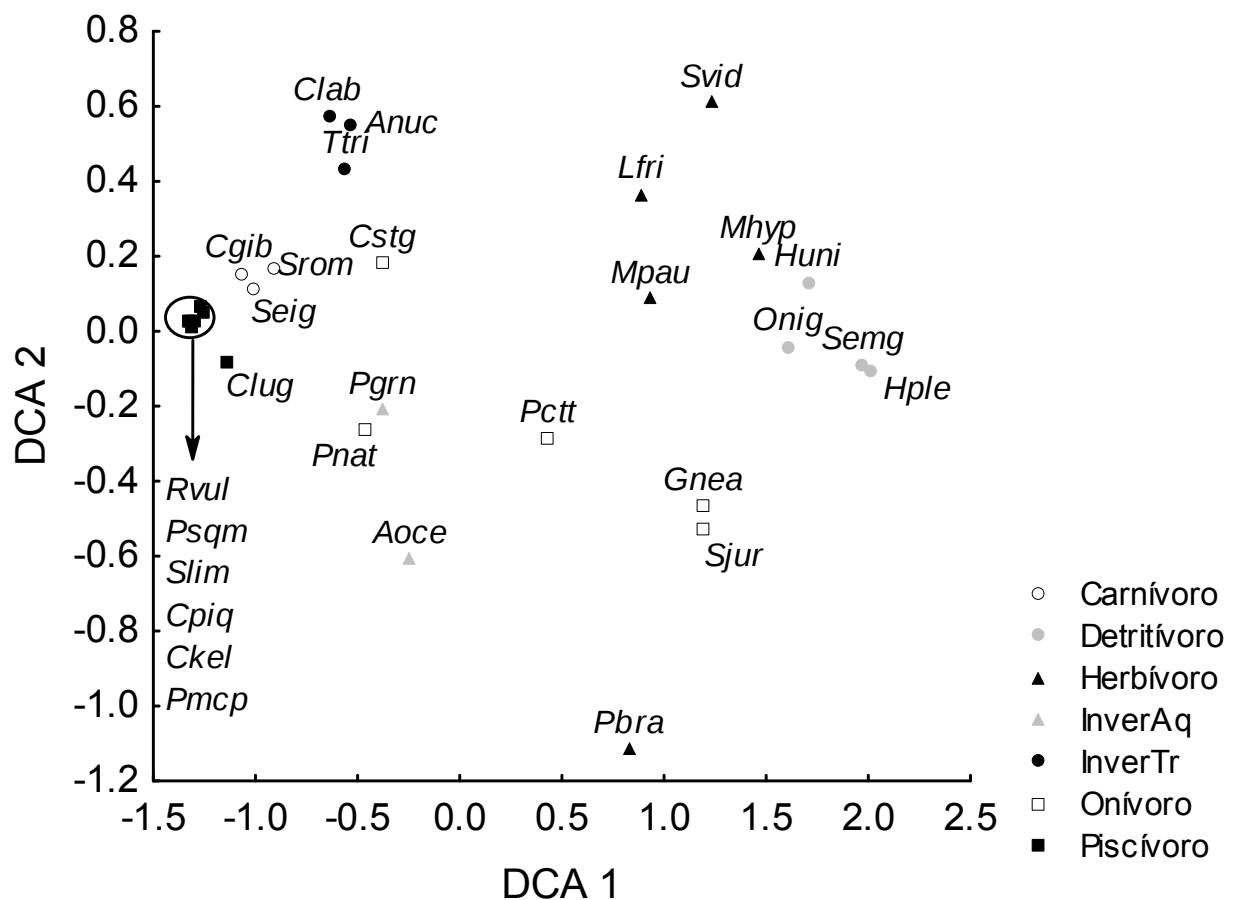


Figura 2- Eixos 1 e 2 da DCA realizada a partir dos dados dos índices

e do reservatório de Serra da Mesa (GO). Os
valores na tabela 2.

Caracterização Morfométrica (Martiz 2)

Foram medidos 439 indivíduos das 30 espécies selecionadas. Os valores médios dos índices morfométricos calculados para as espécies estão dispostos na Tabela 3 e estes valores foram utilizados nas demais análises realizadas.

Tabela 3 – Média dos onze índices morfométricos calculados para as 30 espécies selecionadas. N: número de indivíduos medidos; IndCpLat: Índice de compressão lateral; AltRel – altura relativa do corpo; ComRelPe: comprimento relativo do pedúnculo; IndCpPed: índice de compressão do pedúnculo; CRelCab: comprimento relativo da cabeça; PosRelOl: posição relativa do olho; ArRelOl: área relativa do olho; AlRelBoc: altura relativa da boca; LrelBoc: largura relativa da boca; AlRelCab: altura relativa da cabeça; LrelCab: largura relativa da cabeça.

Espécie	N	IndCp Lat	AltRel	ComRel Pe	IndCp Ped	CRel Cab	PosRel Ol	ArRel Ol	AlRel Boc	Lrel Boc	AlRel Cab	Lrel Cab
<i>Astronotus ocellatus</i>	3	2.53	0.50	0.12	3.88	0.30	0.54	0.00	0.31	0.88	0.75	1.07
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	9	2.21	0.22	0.09	3.69	0.16	0.41	0.00	0.31	0.79	0.41	0.98
<i>Cichla kelberi</i>	18	2.16	0.31	0.11	2.83	0.31	0.59	0.00	0.51	1.19	0.82	0.96
<i>Cichla piquiti</i>	30	2.21	0.30	0.10	2.17	0.32	0.64	0.00	0.49	1.17	0.80	0.99
<i>Crenicichla labrina</i>	2	1.27	0.22	0.08	2.34	0.30	0.56	0.00	0.59	0.71	0.89	1.05
<i>Crenicichla lugubris</i>	2	1.57	0.21	0.07	3.94	0.31	0.47	0.00	0.61	0.90	0.80	1.00
<i>Crenicichla strigata</i>	18	1.71	0.26	0.10	3.05	0.28	0.52	0.00	0.43	0.80	0.71	0.92
<i>Cynodon gibbus</i>	23	3.21	0.29	0.07	3.14	0.20	0.52	0.00	0.62	1.46	0.77	1.07
<i>Geophagus neambi</i>	13	3.08	0.49	0.12	3.18	0.33	0.66	0.00	0.25	0.86	0.69	0.99
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	18	1.73	0.27	0.09	2.04	0.19	0.40	0.00	0.18	0.33	0.59	0.78
<i>Hoplias</i> sp. Gr. <i>H. malabaricus</i>	27	1.34	0.22	0.09	3.46	0.30	0.59	0.00	0.74	0.93	0.79	0.95
<i>Hypostomus plecostomus</i>	9	0.76	0.22	0.13	1.99	0.28	0.66	0.00	0.33	0.32	0.97	0.95
<i>Leporinus friderici</i>	5	1.61	0.28	0.08	2.44	0.23	0.46	0.00	0.21	0.28	0.65	0.80
<i>Metynnis hypsauchen</i>	26	4.79	0.77	0.09	2.58	0.23	0.53	0.01	0.08	0.44	0.35	0.80
<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	5	5.46	0.87	0.10	2.43	0.26	0.50	0.01	0.09	0.49	0.37	0.90
<i>Oxydoras Niger</i>	13	1.16	0.19	0.09	3.95	0.30	0.64	0.00	0.40	0.53	0.90	1.00
<i>Piaractus brachipomus</i>	3	3.35	0.50	0.10	2.74	0.32	0.48	0.00	0.21	0.79	0.59	1.06
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	25	2.19	0.28	0.09	2.57	0.26	0.51	0.00	0.45	1.02	0.82	1.00
<i>Platydoras costatus</i>	19	0.81	0.23	0.13	1.88	0.29	0.53	0.01	0.35	0.41	0.87	0.94
<i>Pseudotylorosus microps</i>	7	1.02	0.04	0.05	0.78	0.32	0.41	0.00	1.70	0.56	1.09	0.90
<i>Pterodoras granulosus</i>	9	0.88	0.17	0.10	3.54	0.29	0.56	0.00	0.44	0.49	0.94	0.96
<i>Pygocentrus nattereri</i>	7	3.28	0.50	0.11	2.26	0.38	0.52	0.00	0.36	1.09	0.69	1.08
<i>Raphiodon vulpinus</i>	17	2.81	0.17	0.07	2.83	0.17	0.60	0.00	0.73	1.12	0.77	0.92
<i>Satanoperca</i> sp., aff. <i>S. jurupari</i>	28	2.51	0.41	0.10	2.94	0.32	0.71	0.00	0.29	0.79	0.79	1.01
<i>Schizodon viduatta</i>	14	1.72	0.28	0.09	2.34	0.21	0.42	0.00	0.18	0.32	0.59	0.85
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	29	4.22	0.54	0.10	2.22	0.33	0.51	0.01	0.25	0.86	0.55	1.11
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	24	3.49	0.52	0.11	1.98	0.33	0.49	0.00	0.26	0.81	0.54	1.02
<i>Sorubim Lima</i>	2	0.99	0.12	0.07	2.70	0.34	0.35	0.00	0.71	1.13	0.60	1.05
<i>Squaliforma emarginata</i>	23	0.72	0.17	0.11	1.99	0.23	0.74	0.00	0.31	0.33	0.79	0.98
<i>Triportheus trifurcatus</i>	11	2.33	0.34	0.08	2.69	0.22	0.46	0.00	0.23	0.52	0.68	0.81

Matriz de proximidade taxonômica/filogenética

padas em 26 gêneros, 13 famílias e 4 ordens,

Tabela 4- Ordem, família, gênero das espécies capturadas durante este trabalho.

Ordem	Família	Gênero	Espécie
Beloniformes	Belontiidae	Pseudotrylosorus	<i>Pseudotrylosorus microps</i>
Characiformes	Anostomidae	Leporinus	<i>Leporinus friderici</i>
Characiformes	Anostomidae	Schizodon	<i>Schizodon viduata</i>
Characiformes	Cynodontidae	Cynodon	<i>Cynodon gibbus</i>
Characiformes	Cynodontidae	Raphiodon	<i>Raphiodon vulpinus</i>
Characiformes	Erythrinidae	Hoplias	<i>Hoplias</i> sp. Gr. <i>H. malabaricus</i>
Characiformes	Hemiodontidae	Hemiodus	<i>Hemiodus unimaculatus</i>
Characiformes	Serrasalminidae	Metynnis	<i>Metynnis hypsauchen</i>
Characiformes	Serrasalminidae	Mylesinus	<i>Mylesinus paucisquamatus</i>
Characiformes	Serrasalminidae	Pygocentrus	<i>Pygocentrus nattereri</i>
Characiformes	Serrasalminidae	Serrasalmus	<i>Serrasalmus eigenmanni</i>
Characiformes	Serrasalminidae	Serrasalmus	<i>Serrasalmus rhombeus</i>
Characiformes	Triportheidae	Triportheus	<i>Triportheus trifurcatus</i>
Perciformes	Cichlidae	Astronotus	<i>Astronotus ocellatus</i>
Perciformes	Cichlidae	Cichla	<i>Cichla kelberi</i>
Perciformes	Cichlidae	Cichla	<i>Cichla piquiti</i>
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla	<i>Crenicichla labrina</i>
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla	<i>Crenicichla lugubris</i>
Perciformes	Cichlidae	Crenicichla	<i>Crenicichla strigata</i>
Perciformes	Cichlidae	Geophagus	<i>Geophagus neambi</i>
Perciformes	Cichlidae	Satanoperca	<i>Satanoperca</i> sp., aff. <i>S. jurupari</i>
Perciformes	Scianidae	Plagioscion	<i>Plagioscion squamosissimus</i>
Siluriformes	Auchenipteridae	Auchenipterus	<i>Auchenipterus nuchalis</i>
Siluriformes	Doradidae	Oxydoras	<i>Oxydoras niger</i>
Siluriformes	Doradidae	Piaractus	<i>Piaractus brachypomus</i>
Siluriformes	Doradidae	Platydoras	<i>Platydoras costatus</i>
Siluriformes	Doradidae	Pterodoras	<i>Pterodoras granulosus</i>
Siluriformes	Loricariidae	Hypostomus	<i>Hypostomus plecostomus</i>
Siluriformes	Loricariidae	Squaliforma	<i>Squaliforma emarginata</i>
Siluriformes	Pimelodidae	Sorubim	<i>Sorubim lima</i>

Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4)

A Tabela 5 resume os testes de mantel realizados que demonstraram que existe relação entre a dieta e morfologia (espécies semelhantes morfologicamente possuem dietas semelhantes). Por outro lado, a morfologia foi fortemente influenciada pela taxonomia, ou seja, espécies próximas

similares entre si. Entretanto, a dieta não foi taxonômicos, ou seja, espécies próximas filogeneticamente não necessariamente possuíam dieta similar.

Por fim, quando realizado o teste de mantel parcial (para retirar o efeito da filogenia), houve uma diminuição da força da relação, mas que não obstante continua significativa, ou seja, espécies de grupos taxonômicos diferentes que possuem dietas semelhantes, também possuem características morfológicas semelhantes. Por outro lado, espécies próximas taxonomicamente, mas que possuem dietas diferentes devem possuir características morfológicas também diferentes (Tabela 5).

Tabela 5- Resultados dos testes de mantel realizados. r = R de Mantel e p = probabilidade (p_1 : pergunta 1; p_2 : pergunta 2; p_3 : pergunta 3 e p_4 : pergunta 4).

Relação	Co-variável	r (mantel)	P
Teste de Mantel			
Dieta-Morfologia (p_1)		0.164	0.015*
Dieta-Taxonomia (p_2)		0.084	0.063
Morfologia-Taxonomia (p_3)		0.332	<0,001*
Mantel Parcial			
Dieta-Morfologia (p_4)	Taxonomia	0.145	0.025*

Características Morfológicas Importantes (pergunta 5)

Os dois primeiros eixos da RDA relacionando a dieta com os índices morfológicos explicaram 62,99% da variação constrita (Figura 6). O modelo global foi altamente significativo (R^2 ajustado = 0,25 e Teste de Monte Carlo p = 0,003). Os quatro primeiros eixos também foram significativos (Tabela 6).

Os itens alimentares que mais explicaram a variação entre as espécies no eixo 1 foram: Peixes (correlação positiva), Macrófitas aquáticas e Detritos (correlação negativa). No eixo 2 se destacam: Invertebrados aquáticos (correlação negativa) e novamente macrófitas aquáticas (correlação positiva).

dados terrestres e material vegetal alóctone

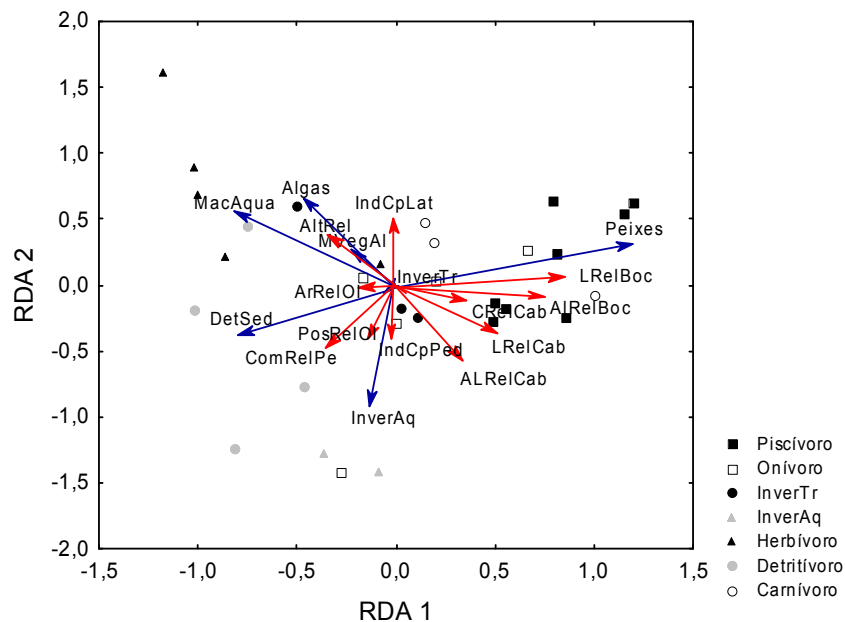
Tabela 4- Dados da variação explicada, F e probabilidade de ter sido gerado ao acaso para cada eixo produzido pela RDA (1 a 7) ao restringir os dados das espécies em relação as matrizes 1 e 2 (dieta e índices morfológicos)

	Var	F	Pr(>F)	
RDA1	1.4511	9.8161	0.001	***
RDA2	0.9094	6.1517	0.001	***
RDA3	0.5583	3.7765	0.002	**
RDA4	0.4182	2.8292	0.016	*
RDA5	0.2889	1.9544	0.090	.
RDA6	0.1217	0.8235	0.549	
RDA7	0.0000	0.0000	1.000	

Entre os índices morfométricos que mais explicaram a variação entre as espécies no eixo 1 (Figura 3) da RDA encontram-se Largura Relativa da Boca, Altura relativa da boca, e largura relativa da cabeça, todos correlacionados positivamente. No eixo dois tivemos a correlação dos seguintes índices: Comprimento Relativo do Pedúnculo e Altura Relativa da Cabeça, correlacionados negativamente e Índice de compressão lateral e Altura Relativa correlacionados positivamente. Os índices posição relativa do olho, índice de compressão do pedúnculo, área relativa do olho e comprimento relativo da cabeça explicaram pouco a variação dos dados das espécies.

É interessante notar que espécies que possuem peixe em sua dieta normalmente possuem bocas maiores (mais largas e mais altas) e cabeças mais largas e que peixes com materiais vegetais na dieta, especialmente macrófitas e algas, que possuem o corpo mais comprimido lateralmente, uma maior altura relativa e boca relativamente pequena. Adicionalmente, alguns peixes detritívoros apresentaram maior comprimento relativo do pedúnculo e boca relativamente pequena.

(a)



(b)

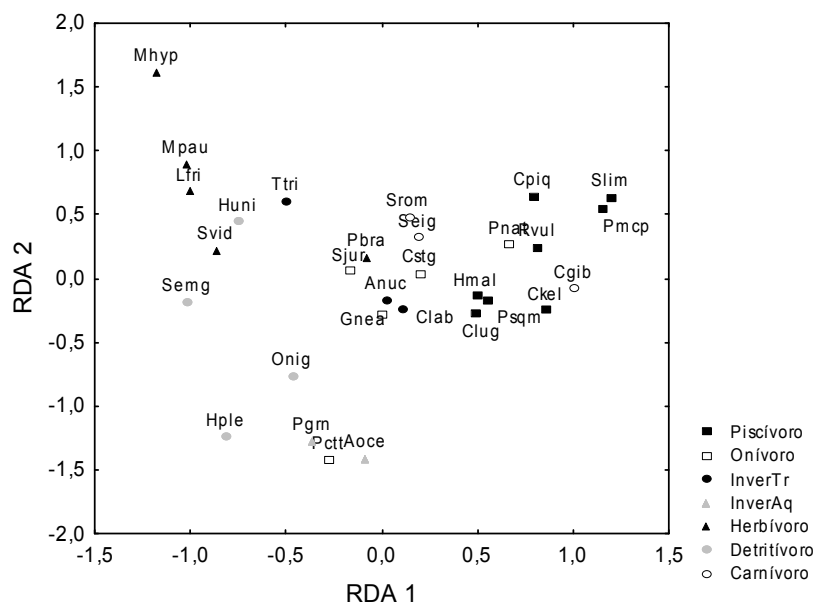


Figura 3 – Resultados da RDA realizada 6.a - Correlação dos itens alimentares (azul) e dos índices morfométricos (vermelho) com os eixos da RDA e os escores das espécies gerados pela constrição dos dados da dieta pela RDA (correlação entre escores gerados pela dieta e escores gerados pela morfologia de 92,6% e de 86,7% respectivamente para os eixos 1 e 2). Códigos das dietas e dos

DISCUSSÃO

Nossas análises foram hábeis em responder as perguntas propostas: 1- espécies mais próximas morfologicamente possuem dietas similares? **Sim**; 2- Espécies mais próximas filogeneticamente possuem dietas similares? **Não necessariamente**; 3- Espécies mais próximas filogeneticamente possuem formas similares? **Sim**; 4- Retirando-se o efeito filogenético, há influência da morfologia das espécies em sua dieta? **Sim**; 5- Quais características morfológicas são mais importantes para a dieta? Tamanho da boca é mais importante para piscívoros e carnívoros (bocas mais largas e mais altas) e para detritívoros e herbívoros (que têm bocas menores). Outras características apresentaram importância relativa menor: largura e altura da cabeça, altura do corpo, e comprimento relativo do pedúnculo.

Caracterização geral da dieta

Das 30 espécies estudadas, 24 haviam sido avaliadas durante os estudos realizados para a implantação do reservatório da UHE de Serra da Mesa e dos estudos de monitoramento dos impactos desta usina (Albrecht *et al.*, 2012). Albrecht *et al.* (2012) não utilizaram a categoria “carnívoros”, desta forma, as três espécies assim classificadas no presente trabalho, receberam a classificação “Piscívoros” naquele estudo. Adicionalmente, houve discordâncias na categorização para quatro espécies dos dois estudos: No presente estudo *Schizodon vittatus* e *Leporinus friderici* foram classificadas como herbívoros, *Oxydoras niger* como detritívoro e *Pterodoras granulosus* como invertívoro-aquático. Albrecht *et al.* (2012) classificaram *Pterodoras granulosus* como herbívoro e as demais como onívoros.

A plasticidade das espécies pode causar estas diferenças de classificação, mesmo os estudos sendo conduzidos no mesmo local. A dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso, motivadas por

O presente trabalho apontou a guilda trófica onívora como a mais abundante, especialmente face a dominância da espécie *Satanoperca* sp., aff. *S. jurupari* (somente ela correspondeu à 27,9% da abundância dos peixes capturados). Não há um padrão de guilda dominante nos reservatórios, entretanto, não é incomum ter os onívoros (e detritívoros) como dominantes (Araujo-lima et al., 1995), pois são guildas beneficiadas com o represamento, pelo aumento de disponibilidade de itens alimentares carreados e acumulados no reservatório (Agostinho et al. 1999). O aumento da abundância desses grupos geralmente beneficia também seus predadores, os piscívoros (Agostinho et al. 1999), o que explica a dominância dessas três guildas no presente estudo, especialmente quando observamos que mesmo os carnívoros possuíam pelo menos 69% da sua dieta composta por peixes. Estudos realizados anteriormente no reservatório de Serra da Mesa apontam a guilda trófica piscívora como mais abundante (Albrecht, 2005 e Albrecht et al., 2012), seguidas das onívora e detritívora.

Relações entre dieta, morfologia e taxonomia (perguntas 1 a 4)

No presente estudo, apenas a pergunta que espécies com mesma dieta seriam mais próximas taxonomicamente, foi negada. Estas espécies pertencem à 4 diferentes ordens e 13 famílias e, mesmo dentro da mesma família, havia espécies com dietas diferentes (eg. Cichlidae, Serrasalminidae e Doradidae). Estudos indicam que a dieta pode ser um fator crucial na diversificação de espécies em Characiformes (Guisande, et al. 2012) e em Cichlidae (Winemiller et al., 1995), o que pode explicar, além da alta diversidade, essa baixa relação entre as duas matrizes.

Por outro lado, a forte relação positiva entre a morfologia e a taxonomia das espécies era esperada, uma vez que espécies próximas tem a tendência de serem similares em pelo menos alguns aspectos. Este resultado foi coincidente com diversos outros trabalhos realizados (Pouilly, et al. 2003, Oliveira et al. 2010).

ênica da morfometria dos peixes na dieta, feito da proximidade taxonômica entre as espécies estudadas. Isto possibilita a previsão dos diversos tipos explorações do ambiente pelas espécies, apenas com base no formato do corpo (Oliveira *et al.* 2010), o que corrobora a “hipótese” ecomorfológica (Wainwright e Richard, 1995 Pouilly, *et al.* 2003, Ward-Campbell, 2005, Teixeira, e Bennemann, 2007).

Características morfológicas mais importantes na dieta (pergunta 5)

Os peixes que possuem outros peixes em sua dieta (piscívoros e carnívoros) apresentaram boca relativamente grande (altura e largura) e, em menor grau, cabeça larga. Este parece ser o padrão mais robusto encontrado em nossas análises e está de acordo com o esperado que normalmente relaciona estas características com o tamanho da presa (Gatz, 1979, Winemiller, 1991, Willis *et al.* 2005, Ward-Campbell *et al.*, 2005, Cochran-Biederman e Winemiller, 2010). Adicionalmente, o tamanho maior da boca dos predadores pode estar associado à estratégia de sucção, que envolve a abertura rápida da boca, assim como a protrusão do pré-maxilar, causando o aumento do volume bucal. A pressão negativa gerada dentro da boca leva a criação de uma corrente de água que suga a presa (Norton e Brainerd 1993, Norton 1995, Cochran-Biederman e Winemiller, 2010).

Outra relação encontrada, mas não tão notável, é que os herbívoros apresentaram maior altura relativa, e, especialmente os pacus, apresentaram maior compressão lateral. Estas características podem estar relacionadas a filogenia, ou mesmo ao fato que os herbívoros possuem o intestino maior que os carnívoros (Ward-Campbell, 2005) e por isto também a altura relativa maior. Entretanto esta relação não foi identificada em outros estudos, que normalmente possuem poucas espécies herbívoras. A boca menor também é esperada em herbívoros (Gatz, 1979).

Detritívoros apresentaram geralmente tamanho relativo da boca pequeno e comprimento peduncular elevado. O comprimento do pedúnculo pode estar associado ao hábito bentônico de alguns detritívoros (*Hypostomus plecostomus*, *Oxydoras niger* e *Squaliforma emarginata*), que para acessar o alimento tem que possuir uma boa propulsão, especialmente em ambientes lóticos (Fugi *et al.* 1996, Oliveira *et al.* 2010) o que deve estar associado há

espécies detritívoras possuem comprimento do corpo relativamente uniforme (invertívoros e omnívoros) e boca relativamente pequena (Pagotto *et al.* 2011).

As guildas dos onívoros e dos invertívoros não apresentaram um padrão ecomorfológico forte, reflexo de baixo nível de especialização (Pouilly *et al.* 2003). Isto provavelmente reflete também uma elevada amplitude de nicho (Freitas *et al.* 2005), permitindo que as espécies mudem seu alimento de acordo com a disponibilidade (Ibanez *et al.* 2007).

Entre as características que pouco influenciaram a dieta neste estudo e são comumente encontradas estão: posição do olho, área relativa do olho, comprimento da cabeça e índice de compressão do pedúnculo. Gatz (1979) indica que olhos maiores geralmente estão associados a piscívoros, bem como com cabeças mais compridas. Entretanto estes padrões não foram encontrados aqui, provavelmente devido ao grande comprimento de cabeça dos detritívoros (e.g. *Squaliforma emarginata*). O índice de compressão do pedúnculo elevado normalmente indica espécies de natação lenta, ou seja, normalmente não são associados à piscívoros (Teixeira e Bennemann, 2007).

Convergência ã Divergência

Uma das formas de se verificar se os processos adaptativos foram importantes para determinação da estrutura atual das espécies é a detecção de convergência entre comunidades com histórias evolutivas diferentes (Peres-Neto, 1999). A análise ecomorfológica associada a filogenia é a única maneira de demonstrar convergência adaptativa e divergência (Winemiller *et al.* 1995 e Motta *et al.* 1995). Estes estudos permitem o entendimento de padrões evolucionários dentro das assembleias (Peres-Neto, 1999 e Casatti e Castro, 2006).

Nossos resultados demonstram esta convergência evolutiva. Assim, por exemplo, os piscívoros são de ordens diferentes mas utilizam o mesmo recurso e possuem características morfológicas semelhantes. Padrões convergentes de espécies e comunidades sugere que os processos adaptativos foram impostos na geração das mesmas (Peres-Neto, 1999)

demonstra casos de divergência evolutiva.
acar as famílias Serrasalminidae e Cichlidae.

Entre os Serrasalminidae, as piranhas se aproximaram de outros carnívoros ou piscívoros, enquanto os pacus se aproximaram de outros herbívoros. Habitat e dieta foram os principais fatores para explicar a divergência evolutiva em Characiformes neotropicais (Guisande *et al.* 2012).

CONCLUSÃO

Nossos resultados responderam as perguntas propostas e podemos afirmar que as espécies próximas taxonomicamente não necessariamente possuem dieta similar (pergunta 2), entretanto são semelhantes morfológicamente (pergunta 3). Adicionalmente, pelo menos parcialmente a dieta pode ser explicada pela morfologia das espécies (pergunta 1), mesmo sendo retirado o efeito da taxonomia (pergunta 4). As principais características que influenciaram na dieta foram (pergunta 5) tamanho da boca (altura e largura), largura da cabeça (tamanhos grandes associados à piscívoros e tamanhos pequenos à herbívoros e detritívoros), comprimento relativo do pedúnculo (tamanhos grandes associados à detritívoros), altura relativa do corpo (associado à herbívoros).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A. e Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23 (2), 425-434.
- Agostinho, A.A., Miranda, L. E., Bini, L.M., Gomes, L.C., Thomaz, S.M. e Suzuki, H.I. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. 227-265 In: Tundisi, J.G. e Straskraba, M. (eds.) *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology/Backhuys Publishers, São Carlos.
- Albrecht, M. P. 2005. *Estrutura trófica da ictiofauna do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central*. 194p. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

- Oliveira, J.R., Rosa, D.C.O., Iglesias-Rio, R. e
12. Uso de recursos alimentares e estrutura
trófica da ictiofauna, antes e depois do represamento. 167-210. In:
Mazzoni, R. Caramaschi, E.P. e Iglesias-Rios, R. (Org) *Usina
Hidrelétrica de Serra da Mesa 15 anos de estudos da ictiofauna do
alto Tocantins*. Ed. Furnas, Rio de Janeiro, RJ.
- Andrade, S. M. e Vesentini, J. W. 2002. *O Patrimônio Histórico Arqueológico de
Serra da Mesa: A Construção de Uma Nova Paisagem*. 266p. Tese
(Doutorado em Geografia). Departamento de Geografia da
Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de
São Paulo. São Paulo.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., Agostinho, A. A. e Fabré, N. N. 1995. Trophic aspects
of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. 105-136. In:
Tundisi, J. B.; Bicudo, C. E. M. & Matsumura-Tundisi, T.
(Eds). *Limnology in Brazil*. São Paulo, ABC/SBL.
- Benemann, S.T., Casatti, L. e Oliveira, D.C. 2006. Alimentação de peixes:
proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos.
Biota Neotropica 6 (2),
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn012060>
22006.
- Bearhop, S., Adams, C.E., Waldron, S., Fuller, R.A. e Macleod, H. 2004.
Determining trophic niche width: a novel approach using stable
isotope analysis. *Journal of Animal Ecology* 73, 1007–1012.
- Betz, O. 2006. Ecomorphology: Integration of form, function, and ecology
in the analysis of morphological structures. *Mitteilungen der
Deutsch Gesellschaft fur Allgemeine und Angewandte
Entomologie* 15, 409-416.
- Bock, W.J. 1994. Concepts and methods in ecomorphology. *Journal of
Biosciences* 19 (4), 403-413.

- e Iglesias-Rio, R. 2012. Caracterização e métodos de amostragem. 17-52. In: Mazzoni, R. Caramaschi, E.P. e Iglesias-Rios, R. (Org) *Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa ñ 15 anos de estudos da ictiofauna do alto Tocantins*. Ed. Furnas, Rio de Janeiro, RJ.
- Casatti, L. e Castro, R.M.C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(2), 203-214.
- Cochran-Biederman, J.L e Winemiller, K.O. 2010. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. *Environmental Biology of Fishes* 88 (2), 143-152.
- De Filippo, R., Gomes, E.L., Lenz-Cézar, J., Soares, C.B.P. e Menezes, C.F.S. 1999. As alterações na qualidade de água durante o enchimento do reservatório da UHE Serra da Mesa - GO. 321-346. In: Henry, R. (Ed.) *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP.
- Douglas, M.E. e Matthews, W.J. 1992. Does morphology predicts ecology? Hypothesis testing within a fish assemblage. *Oikos* 65, 213-224.
- Freitas, C.E.C., Costa, E.L. e Soares, M.G.M. 2005. Ecomorphological correlates of thirteen dominant fishspecies of Amazonian floodplain lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 7(3), 339-347.
- Fugi, R., Hahn, N.S. e Agostinho, A.A.. 1996. Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the High Paraná River. *Environmental Biology of Fishes* 46, 297-307.
- Gatz A.J., 1979, Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21, 91-124.
- Guisande, C., Pelayo-Villamil, P., Vera, M., Manjarrés-Hernández, A., Carvalho, M.R., Vari, R.P. Jiménez, L.F., Fernández, C., Martínez, P., Prieto-

- o-Lorencio, C. e Duque, S.R. 2012. Ecological
 nification among Neotropical Characiforms.
International Journal of Ecology 2012, ID 610419
 doi:10.1155/2012/610419.
- Ibañez, C., Tedesco, P.A., Bigorne, R., Huguen, B., Pouilly, M., Zepita, C.,
 Zubieta, J. e Oberdorff, T. 2007. Dietary-morphological relationships
 in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian
 Amazon. *Aquatic Living Resources* 20, 131–142.
- Karr, J.R. e F.C. James. 1975. Ecomorphological configurations and convergent
 evolution in species and communities. 258–291. *In*: Cody, M.L. e
 Diamond, J.M. (eds.). *Ecology and Evolution of Communities*,
 Belknap Press, Cambridge.
- Kawakami, E. e Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice
 alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do
 Instituto Oceanográfico* 29(2), 205-207.
- Legendre, P. e Legendre, L.F.J. 1998. *Numerical Ecology*. Ed. Elsevier,
 Amsterdam, 853p.
- Losos, J.B. 1990. Ecomorphology, Performance Capability, and Scaling of West
 Indian Anolis Lizards: An Evolutionary Analysis. *Ecological
 Monographs* 60 (3), 369-388.
- Luczkovich, J.J., Norton, S.F. e Gilmore-Jr, R.G.. 1995. The influence of oral
 anatomy on prey selection during the ontogeny of two percoid fishes,
Lagodon rhomboides and *Centropomus undecimalis*. *Environmental
 Biology of Fishes* 44, 79–95.
- Motta, P.J. e Kotrschal, K.M. 1992. Correlative, experimental, and comparative
 evolutionary approaches in ecomorphology. *Netherlands Journal of
 Zoology* 42, 400-415.
- Motta, P.J., Norton, S.F. e Luczkovich, J.J. 1995. Perspectives on the
 ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44,
 11-20.

l approach to ecomorphological patterns of
. *Environmental Biology of Fishes* 44, 61-78.

Norton S.F. e Brainerd, E.L.. 1993. Convergence in the feeding mechanics of ecomorphologically similar species in the Centrarchidae and Cichlidae. *Journal of Environmental Biology* 176, 11-29.

Norton, S.F., Luczkovich, J.J. e Motta, P.J. 1995. The role of ecomorphological studies in the comparative biology of fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44(1-2), 287-304.

Oliveira, E.F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C.V., Paiva, L.R.S. e Vismara, M.R. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology* 8 (3) 569-586.

Pagotto, J.P.A., Goulart, E. Oliveira, E.F. e Yamamura, C.B. 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of biology* 71 (2), 469-479.

Peres-Neto, P. R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. 209-236. In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R. e Peres-Neto, P.R. (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, Oecologia Brasiliensis, volume VI.

Piet, G. J. 1998. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. *Environmental Biology of Fishes* 51, 67–86.

Piorsk, N. M.; Alves, J. R. L.; Machado, M. R. B. 2005. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Charciormes: characidae) do Lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica* 35 (1), 63-70.

- G., Rosales C. 2003. Dietary-morphological fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology* 62, 1137-1158.
- Reilly, S.M. e P.C. Wainwright. 1994. Conclusion: ecological morphology and the power of integration. 339–354. *In*: Wainwright, P.C. e Reilly, R.M. (eds.) *Ecological Morphology: Integrative Organismal Biology*, University of Chicago Press, Chicago.
- Swartz, S.M., Freeman, P.W. e Stockwell, E.F. 2003. Ecomorphology of Bats: Comparative and Experimental Approaches Relating Structural Design to Ecology. 257-300. *In*: Kunz, T.H., Fenton, M.B. (Eds). *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Teixeira, I. e Bennemann, S.T. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. *Biota Neotropica* 7 (2), 67-76.
- Wainwright, P.C. e Richard, B.A. 1995. Predicting patterns of prey use from morphology with fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44, 97-113.
- Ward-Campbell B.M.S., Beamish F.W.H. e Kongchaiya C., 2005, Morphological characteristics in relation to diet in five coexisting Thai fish species. *Journal of Fish Biology* 67, 1266-1279.
- Willis, S. C., K. O. Winemiller & H. Lopez-Fernandez. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142, 284-295.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61(4), 343-365.
- Winemiller K.O., Kelso-Winemiller, L.C. e Brenkert, A.L.. 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44, 325-261.



ecomorfológica da assembléia de peixes em
atlântica paranaense, Antonina, Paraná. Tese

(Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais).
Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá.
Maringá. 2008.

Wootton, R.J. 1990. *Ecology of Teleoste Fishs*. 2 ed. Netherland: Kluwer
Academic Plubishers. 404p.

Capítulo 2

Devemos utilizar grupos indicadores no monitoramento de comunidades biológicas em reservatórios?

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar o padrão de distribuição de três comunidades aquáticas (peixes, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos) no reservatório de Serra da Mesa, testando as hipóteses (1) a distribuição das assembleias é estruturada ambientalmente (teoria do nicho) ou espacialmente (teoria neutra), (2) que o padrão de distribuição das assembleias pode prever o padrão de distribuição das outras, ou seja, mostram padrões concordantes e (3) que o padrão de distribuição das assembleias é temporalmente estável. De uma forma geral, os resultados demonstram que as distribuições das espécies de zooplâncton e macroinvertebrados, em Serra da Mesa, não são fortemente influenciadas pelas variáveis ambientais nem pela distância entre os pontos. Por outro lado, os peixes apresentaram-se mais estruturados espacialmente. Não foram encontrados um padrão concordante forte entre as assembleias, e estabilidade temporal dentro de cada grupo. Estes resultados apontam que a utilização de grupos indicadores em monitoramentos ambientais deve ser feita com cuidado, especialmente quando monitoramos impactos ambientais de grandes empreendimentos.

Palavras chave: Teoria do Nicho, Teoria Neutra, Concordância, padrão de distribuição, coerência, peixes, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos.

ABSTRACT

The aim of this study was to determine the pattern of distribution of three aquatic communities (fish, zooplankton, benthic macroinvertebrates) in the Serra da Mesa Reservoir, testing the hypothesis (1) that the distribution of assemblages are environmentally structured (niche theory) or spatial structured (neutral theory), (2) the distribution pattern of one assemblies can predict the distribution of other, or in other words, they are concordant and (3) that the distribution pattern of assemblages is temporally stable. We used Mantel and PROTEST approaches to evaluate all hypothesis in up to five sampling periods. In general, the results show that the distributions of zooplankton species and macroinvertebrates in Serra da Mesa Reservoir are not strongly influenced by environmental variables or the distance between the points. In other hand, fish assemblage showed more spatially structured. There were no concordance between the assemblages and no strong temporal stability within each group. These results indicate that the use of surigates groups in environmental monitoring should be done carefully, especially when we are monitoring environmental impacts of large dams.

Palavras chave: Niche Theory, Neutral Theory, Concordance, Distribution pattern, coherence, fish, Zooplankton, Benthic macroinvertebrates.

INTRODUÇÃO

A rápida expansão de ocupação humana é uma das principais causas da extinção das espécies (Loreau *et al.*, 2006) e faz com que decisões à respeito da conservação das espécies e ambientes sejam tomadas sem o conhecimento necessário da biodiversidade (Soulé, 1985). Desta forma, órgãos governamentais decidem o local de instalação de grandes obras (por exemplo, Usinas Hidrelétricas) e de novas unidades de conservação com poucas informações, normalmente desatualizadas, e mesmo básica das espécies, como taxonomia (déficit linneano) e de distribuição (déficit walleceano) (Lomolino, 2004; Whittaker *et al.*, 2005).

Por outro lado, os custos para se conhecer e identificar todas as espécies e suas distribuições são muito elevados (Mandelik *et al.*, 2010; Sauberer, *et al.*, 2004), o que leva a utilização dos grupos mais conhecidos como indicadores de diversidade para a seleção de áreas prioritárias para conservação (Trindade-Filho e Loyola, 2010). Mas mesmo grupos indicadores (ou substitutos) não são eficientes para substituir toda a diversidade (Granthan, *et al.*, 2010; Hermoso, *et al.*, 2013).

Existem várias formas de se avaliar se uma espécie ou um grupo pode ser utilizado como espécie/grupo indicador. No método da complementariedade as áreas prioritárias para conservação são selecionadas para uma assembléia de espécies e é verificado até que ponto outras espécies são contempladas nestas áreas (Trindade-Filho e Loyola 2010). Outra forma é verificar se os diferentes grupos são concordantes ou congruentes. Concordância mede o grau em que padrões na estruturação da comunidade são similares em diferentes grupos taxonômicos (Paszkowski e Tonn, 2000, Bini *et al.* 2007, Bini *et al.* 2008). Se os grupos são concordantes (ou coerentes), vários mecanismos podem regular estes padrões, como respostas similares e independentes às variáveis ambientais (Allen *et al.* 1999) ou devido às interações biológicas, como predação, competição ou facilitação (Paavola *et al.*, 2003).

concordantes ou congruentes, evitam-se experimentos estudando-se apenas o grupo mais conhecido e menos dispendioso (Mandelik *et al.*, 2010).

Isto deve ser analisado temporal e espacialmente, o que nos leva ao conceito de metacomunidade: uma série de comunidades locais conectadas pela dispersão de suas espécies que lhe são próprias (Wilson, 1992). A distribuição das espécies (e a beta diversidade) de uma metacomunidade podem ser explicadas por algumas teorias, entre elas a teoria do nicho e a teoria neutra.

A teoria do nicho afirma que as espécies diferenciam-se em resposta às variáveis ambientais e assim, ambientes similares teriam comunidades semelhantes (Tuomisto *et al.*, 2003; Gaston e Chown, 2005). Locais ambientalmente semelhantes e concordantes entre comunidades, mostra que as mesmas variáveis estão influenciando as comunidades (Lopes *et al.* 2011) facilitando a escolha de grupos indicadores.

Por outro lado, a teoria neutra prevê que todas as espécies têm mesma adaptabilidade às variáveis ambientais, e a composição da comunidade seria determinada pela capacidade de dispersão: locais próximos teriam comunidades mais semelhantes (Hubbell, 2001), reduzindo o sucesso de se encontrar grupos concordantes (Lopes *et al.* 2011).

Neste trabalho testamos o padrão de distribuição de três comunidades aquáticas (peixes, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos) do reservatório de Serra da Mesa, para testar as seguintes hipóteses: (i) a distribuição das assembleias é mais influenciada pelas variáveis ambientais (teoria do nicho) do que pela distância (teoria neutra); (ii) o padrão de distribuição das assembleias pode prever o padrão de distribuição das outras; (iii) o padrão de distribuição das assembleias é temporalmente estável.

METODOLOGIA

Área de estudo

O reservatório de Serra da Mesa (13° e 15°S e 49°30' e 48°W) situa-se ao norte do Estado de Goiás, próximo à divisa com o estado de Tocantins

do Brasil e brasileira e sua principal bacia de drenagem (Caramaschi *et al.* 2012). A barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) de Serra da Mesa foi construída em 1996 na parte superior do Rio Tocantins e se tornou o maior reservatório do país em volume de água (Caramaschi *et al.* 2012). O reservatório possui quatro principais afluentes: Rio Tocantinzinho, Rio Bagagem, Rio das Almas e Rio Maranhão e banha os municípios Barro Alto, Campinaçu, Campinorte, Colinas do Sul, Minaçu, Niquelândia, São Luis do Norte e Uruaçu (Andrade, 2002).

O reservatório é caracterizado por possuir um clima tropical chuvoso com período seco (Aw de Köppen) com temperaturas médias em torno de 20°C. Além disso, está inserido no bioma Cerrado que é caracterizado por possuir duas estações bem definidas, seca no inverno e úmida no verão com grande parte das chuvas concentradas de novembro a março (Felfilli e Fagg, 2007).

Coleta de dados

Foram realizadas amostragens em cinco períodos entre agosto de 2009 e dezembro de 2010 com quatro delas feitas em 6 pontos de amostragem e uma (março de 2010) realizada em 7 pontos distribuídos no reservatório (Figura 1).

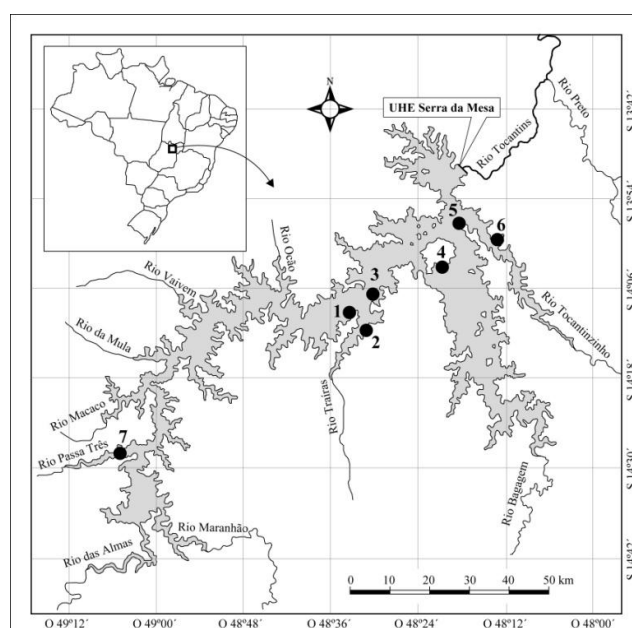


Figura 1 - Distribuição dos pontos de amostragem no reservatório da UHE de Serra da Mesa.

ponto de coleta, os valores de temperatura da
ônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$),
sólidos totais dissolvidos (g/L), oxigênio dissolvido (g/L), potencial de
oxiredução (mV) e turbidez (ntu) através do multianalisador Horiba U-22 e
transparência e profundidade através do disco de secchi. Entretanto, as
variáveis coletadas variaram de acordo com a funcionalidade do aparelho nas
datas de coletas (e não houve coleta de dados físico químicos na coleta da
campanha em março de 2010).

As amostras de zooplâncton foram coletadas com auxílio de uma moto-
bomba, filtrando 1000 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de
63 μm de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos
de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 10%. A abundância foi
determinada a partir da contagem das amostras em câmaras de Sedwigck-
Rafter, sob microscópio ótico. As amostras foram concentradas em um volume
de 100 ml, e as contagens realizadas a partir de 5 sub-amostras (10 ml)
tomadas com pipeta do tipo Stempel, sendo a densidade final expressa em
indivíduos. m^{-3} . Após as contagens das 5 sub-amostras foi realizada uma
análise qualitativa da amostra. Em cada amostra, sub-amostras serão
analisadas até que nenhuma nova espécie fosse encontrada.

Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos foi utilizada uma Draga
de Petersen com 0.0312 m^2 de área de amostragem sendo que, em cada ponto
foram realizadas três sub-amostras. O substrato coletado foi acondicionado em
potes de polietileno e fixado em formol a 5%. Adicionalmente, uma rede de
mão com malha de 0.225 foi utilizada, nos locais de menor profundidade (Silva
et al. 2005) com esforço amostral de 5 minutos de coleta por ponto. As duas
metodologias foram utilizadas devido às mesmas serem complementares e
amostrarem com maior fidelidade a comunidade presente no local. Todo
material coletado foi lavado através de uma série de peneiras, em laboratório,
facilitando o processo de triagem. Após a lavagem, o mesmo foi levado à lupa
onde os organismos serão separados, identificados e conservados em álcool
70%.

Os pontos foram amostrados através da utilização de 10 redes com as seguintes dimensões: 1cm, 2cm, 3cm, 4cm, 5cm, 6cm, 7cm, 8cm, 10cm, 12cm e 16cm entre nós opostos, estas permaneceram durante 24 horas em cada ponto, foram vistoriadas pela manhã para amostrar a coleta noturna e ao final do dia para coleta diurna. Os peixes capturados foram quantificados e identificados no local.

Análise de dados

Os padrões de variação espacial das estruturas das três assembléias estudadas (peixes, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos) foram investigados através de uma análise de correspondência “detrended” (DCA) para cada campanha. Para a realização das análises foram utilizados as matrizes logaritmizadas dos dados de abundância para os grupos de peixes, zooplâncton, zoobentos.

Para investigar o nível de concordância (ou coerência entre taxon) entre as assembléias, foram realizadas análises de procrustes (procrustes) com os escores dos dois primeiros eixos da DCA (um teste de randomização baseado na análise de Procrustes) (Jackson, 1995), par a par, sempre dentro da mesma campanha. O método calcula a distância mínima acumulada das posições dos pontos em um espaço multivariado dos mesmos pontos em outro espaço multivariado (neste estudo, dois eixos de ordenações) após a rotação de um destes espaços (Jackson e Harvey, 1993; Paszkowski e Tonn, 2006). A estatística gerada é o m^2 , que indica quão próximo estão as duas ordenações testadas (quanto mais próximo de zero, mais concordantes são as ordenações). Neste estudo, foi utilizada a correlação de procrustes (r), calculado através da raiz do complemento de m^2 ($r = \text{Raiz}(1 - m^2)$) (Oksanen *et al.*, 2011), por ser mais facilmente interpretado (quanto maior o valor, mais próximas são as ordenações).

Adicionalmente, a partir dos dados ambientais obtidos em cada campanha, uma análise de coordenadas principais (PCoA) (Manly, 1994) foi utilizada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade das variáveis ambientais (utilizada distância euclidiana). Os dados ambientais foram previamente padronizados pelo desvio padrão.

análises de Procrustes para verificar a relação entre as matrizes de abundância (riquezas das DCAs), matrizes ambientais (escores das PCoAs) e entre a matriz de distância (baseada nas coordenadas geográficas).

Para verificar a coerência das matrizes biológicas no tempo, as matrizes de cada assembleia em cada campanha foi comparada com as matrizes da mesma assembleia das outras campanhas, novamente utilizando a análise de procrustes.

Para calcular o nível de significância das estatísticas produzidas por este estudo foram realizados testes de Monte Carlo com 720 ou 5000 permutações (O número de permutações foi limitado pelo número de pontos amostrados, uma vez que o número possível de permutações é igual a $n!$). Todas as análises foram realizadas no programa R, utilizando os pacotes vegan e labdsv e as funções decorana (DCA), PCO (PCoA) e Protest (Procrustes).

Para comparar metodologias, também foram realizados testes de mantel após o Protest, utilizando-se da função mantel do pacote vegan no programa R. As matrizes de distância foram calculadas através do método Bray-curtis (função vegdist do pacote vegan) a partir dos dados logaritmizados das assembleias amostradas. As matrizes de distância dos dados de coordenadas geográficas e ambientais padronizadas foram calculadas através da distância euclidiana. O nível de significância foi calculado através de 720 permutações conforme teste de Monte Carlo. Resultados desta análise foram similares aos encontrados pelo Protest e estão disponíveis na tabela A1 do Anexo. Optamos por utilizar os resultados do Protest em nosso texto, pois esta análise possui maior poder e menores taxas de erro tipo I (Peres-Neto e Jackson 2001)

RESULTADOS

As riquezas dos taxa variaram entre os períodos amostrados: zooplâncton variou entre nove e 41 espécies, macroinvertebrados bentônicos variou entre um e 25 gêneros e a riqueza de peixes entre seis e 20 espécies (Para detalhes, ver as Tabelas A2, A3 e A4 do Anexo).

significativa entre as variáveis ambientais e a não há correlação espacial nas variáveis ambientais (Tabela 1). Por outro lado, em três das cinco campanhas foi encontrada autocorrelação espacial para a comunidade de peixes, e apenas em uma campanha esta relação foi encontrada para a comunidade de zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos (Tabela 1). A influência das variáveis ambientais nas comunidades biológicas somente foi significativa para a comunidade de zooplâncton em agosto de 2009 (Tabela 1).

Os maiores valores de concordância das assembleias foram encontrados entre zooplâncton e peixes, entretanto apenas em uma campanha esse padrão concordante foi significativo (dezembro de 2010). As demais assembleias não apresentaram valores significativos de correlação (concordância ou coerência) (Tabela 1).

Foi encontrada coerência temporal para a assembleia de macroinvertebrados bentônicos nas campanhas de Agosto de 2009, Março de 2010 e setembro de 2010. Estas três campanhas estruturaram os pontos de coleta de forma muito semelhante, diferenciando-se das campanhas realizadas em dezembro de 2009 e dezembro de 2010 (Tabela 2). Não foram encontradas coerência temporal dentro das campanhas para as assembleias de peixes e as assembleias de zooplâncton (Tabelas 3 e 4).

Tabela 1- Coeficientes de correlação de procrustes (r) entre os escores da DCAs aplicadas as matizes das diferentes assembleias, a matriz de coordenadas geográficas e PCoA aplicada a matriz de variáveis ambientais, coletadas em cada campanha no reservatório da UHE de Serra da Mesa. * indica valores de $p < 0,05$. N= número de pontos amostrados na campanha.

Campanha	N	Zooplankton		Macroinvertebrados		Peixes		Zooplan	Zooplan	Bentos	Espacial
		Espacial	Ambiental	Espacial	Ambiental	Espacial	Ambiental	Bentos	Peixes	Peixes	Ambiental
Agosto 2009	6	0.6071	0.8993*	0.8814*	0.6059	0.69	0.5098	0.5025	0.6484	0.6553	0.6708
Dezembro 2009	6	0.7708*	0.6758	0.6538	0.6268	0.7994	0.4046	0.536	0.6819	0.5335	0.3929
Março 2010	7	0.6073		0.4915		0.7432*		0.4271	0.7072	0.3952	
Setembro 2010	6	0.5263	0.6537	0.7903	0.5333	0.7393*	0.587	0.5248	0.6942	0.5828	0.4679
Dezembro 2010	6	0.6954	0.411	0.2242	0.3091	0.7765*	0.7113	0.3558	0.8073*	0.3062	0.4744



relação de procrustes (r) entre os escores da assembleia de macroinvertebrados bentônicos das diferentes campanhas. Valores em negrito apresentam correlação significativa.

	Ago/09	Dez/09	Mar/10	Set/10	Dez/10
Ago/09	1				
Dez/09	0.6547	1			
Mar/10	0.8375	0.4752	1		
Set/10	0.8479	0.3621	0.9061	1	
Dez/10	0.2742	0.6679	0.2349	0.06168	1

Tabela 3- Coeficientes de correlação de procrustes (r) entre os escores da DCAs aplicadas as matizes da assembleia de zooplâncton das diferentes campanhas. Não houve valores significativos.

	Ago/09	Dez/09	Mar/10	Set/10	Dez/10
Ago/09	1				
Dez/09	0.417	1			
Mar/10	0.6196	0.4093	1		
Set/10	0.5045	0.4126	0.2543	1	
Dez/10	0.7737	0.572	0.555	0.4233	1

Tabela 4- Coeficientes de correlação de procrustes (r) entre os escores da DCAs aplicadas as matizes da assembleia de peixes das diferentes campanhas. Não houve valores significativos.

	Ago/09	Dez/09	Mar/10	Set/10	Dez/10
Ago/09	1				
Dez/09	0.609	1			
Mar/10	0.3832	0.3521	1		
Set/10	0.4957	0.719	0.5945	1	
Dez/10	0.7701	0.615	0.3049	0.6212	1

DISCUSSÃO

Nossos resultados demonstram que, de maneira geral, as distribuições das espécies de zooplâncton e macroinvertebrados, em Serra da Mesa, não são fortemente influenciadas pelas variáveis ambientais nem pela distância entre os pontos. As exceções foram em agosto de 2009 (efeito das variáveis

e efeito espacial em macroinvertebrados (efeito espacial em zooplâncton).

O fato da assembleia de zooplâncton praticamente não responder à variação ambiental foi inesperado, pois organismos menores, com ciclos de vida curtos, normalmente respondem fortemente a variação ambiental (Paszowski e Tonn, 2000; Gillooly *et al.*, 2002). Por outro lado, a maior estruturação espacial encontrada para a assembleia de peixes já havia sido constatada (veja por exemplo, Shurin *et al.* 2009), pois o tamanho dos organismos influencia na capacidade de dispersão, especialmente em grande escalas (Finlay, 2002) que prevê que organismos unicelulares geralmente tem distribuição global, enquanto organismos maiores possuem distribuição mais restrita (Finlay, 2002).

As variáveis ambientais não explicaram os padrões de distribuição das assembleias amostradas, mas a escala espacial utilizada neste estudo pode ter influenciado, pois em pequenas escalas a importância de fatores bióticos prevalece, enquanto em estudos de escala mais ampla a importância das variáveis ambientais na estruturação da comunidade de peixes aumenta (Jackson *et al.* 2001). Adicionalmente, a comunidade planctônica (zoo e fitoplâncton) são frequentemente associados à baixa previsibilidade (Attayde e Bozelli, 1998), por causa dos efeitos de escala e da ausência de coleta de variáveis importantes (Beisner *et al.* 2006; Hessen *et al.*, 2006; Dantas, *et al.*, 2009).

Os macroinvertebrados bentônicos são normalmente utilizados como bioindicadores de qualidade ambiental justamente por responder bem ao gradiente - ambiental (Rosenberg e Resh, 1993), à despeito de, as vezes, esta explicação ser baixa (Landeiro *et al.*, 2012 explicaram no máximo 16% da variação da comunidade bentônica em ambientes amazônicos). Por fim, este trabalho pode não ter tido sucesso em detectar influência das variáveis ambientais nas comunidades devido ao pequeno gradiente ambiental amostrado entre os pontos, também provavelmente devido à escala do trabalho (Paavola *et al.* 2003, 2006; Bini *et al.* 2007).

essa baixa concordância encontrada entre as) sendo pouco influenciadas pelas variáveis ambientais (Allen *et al.* 1999; Paszkowski e Tonn, 2000, Landeiro *et al.* 2012). Por outro lado, poucos padrões concordantes entre macroinvertebrados bentônicos e zooplâncton, apesar de ambas assembleias terem sido influenciadas por variáveis ambientais foram observados em Lopes *et al.* (2011).

A baixa concordância entre as assembleias também é explicada pela escala: em escalas regionais é esperado que diferentes grupos taxonômicos tenham respostas semelhantes à variação ambiental (Heino, 2010) e em escalas menores, é esperado respostas diferentes devido à baixa variação ambiental (Paavola *et al.* 2003, 2006; Bini *et al.* 2007). Paavola *et al.* (2006) demonstraram que a concordância entre comunidades de briófitas, macroinvertebrados e peixes é maior quando o estudo tem uma escala geográfica maior. Por outro lado, Dolph *et al.* (2011) encontraram padrões concordantes significativos em escalas menores e maiores além de padrões mais fortes em escalas menores.

As diferenças do tamanho corporal nas assembleias aqui estudadas influenciaram na concordância, pois assembleias de organismos com tamanho corporal semelhante tem padrão mais concordante ou congruente que assembleias de tamanhos diferentes, uma vez que as variáveis ambientais que normalmente influenciam as assembleias também dependem do tamanho do corpo dos organismos (Heino, 2010). Bini *et al.* (2008) encontraram um padrão concordante entre diferentes grupos de zooplâncton e Paszkowski e Tonn (2000) encontraram concordância (ou congruência) entre aves aquáticas e peixes.

O baixo número de amostras neste estudo pode ser considerado um problema para a análise, uma vez que reduz a robustez dos testes estatísticos (Peres-Neto e Olden, 2001). Entretanto, alguns autores tem demonstrado que os testes de randomização, como os aqui utilizados, são mais robustos para pequenas amostras (Routledge, 1997). Adicionalmente, foi possível detectar padrões concordantes, mesmo com o número pequeno de amostras.

pos para se monitorar o impacto ambiental de e realizado para reduzir os custos e devido a presença ou ausência de pesquisadores especialistas (Sauberer, *et al.*, 2004). Grupos indicadores são amplamente utilizados na ciência, e podem ser poderosas ferramenta em órgãos ambientais, mas seu uso não é aconselhado em trabalhos que visam a conservação das espécies. Vários autores tem afirmado que o monitoramento biológico deve incluir diversas assembleias biológicas (Brazner *et al.*, 2007; Diffendorfer *et al.*, 2007; Johnson *et al.*, 2006, Padial *et al.*, 2012). Heino (2010), em sua revisão, chegou à mesma conclusão ao verificar que a maioria das concordâncias entre diferentes taxons não são fortes suficientes ($r > 0,7$) para um grupo ser considerado melhor indicador que outro. Ainda, uma simples estatística (r ou m^2) não pode ser utilizada para se avaliar a concordância entre táxons (Gioria *et al.* 2011) que deve ser avaliada com múltiplas medidas e metodologias entre assembleias diferentes.

Normalmente estudos de coerência temporal (sincronia) levam em consideração séries históricas de dados de comunidades biológicas e analisam a variação na densidade ou abundância (Lansac-Tôha *et al.*, 2008, Rusak, *et al.*, 1999). A baixa similaridade entre as assembleias amostradas aqui ao longo do tempo demonstra a importância de coletas periódicas no monitoramento de impactos ambientais de empreendimentos, Lembrando que legislação brasileira atual exige, no mínimo, coletas trimestrais no monitoramento de impactos de grandes empreendimentos (IBAMA, 2007).

Desta maneira, a distribuição das assembleias não foi influenciada pelas variáveis ambientais (teoria do nicho) e apenas os peixes são influenciados pela distância (teoria neutra) mas nem sempre. Ainda, neste caso, o padrão de distribuição de uma das assembleias não pode prever o padrão de distribuição das outras (nem temporal, nem espacialmente).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen, A.P., Whittier, T.R., Larsen, D.P., Kaufmann, P.R., O'Connor, R.J., Hughes, R.M., Stemberger, R.S., Dixit, S.S., Brinkhurst, R.O., Herlihy, A.T. e Paulsen S.G. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of

- Andrade, S.M. 2002. *O patrimônio histórico arqueológico Serra da Mesa: A construção de uma nova paisagem*. São Paulo, 266pp. Tese (Programa de Pós-Graduação do Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo).
- Attayde, J.L. e Bozelli, R.L. 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1789-1797.
- Beisner, B.E., Peres-Neto, P.R., Lindstrom, E.S., Barnett, A. e Longhi, M.L., 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology* 87, 2985–2991.
- Bini, L. M., Vieira, L.C.G., Machado, J. e Velho, L.F.M. 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International. Review of Hydrobiology* 92, 9–22.
- Bini, L.M., Silva, L.C.F., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C. e Lansac-Toha F.A. 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 598, 247-255.
- Brazner, J.C., Danz, N.P., Niemi, G.J., Regal, R.R., Trebitz, A.S., Howe, R.W., Hanowski, J.M., Johnson, L.B., Ciborowski, J.J.H., Johnston, C.A., Reavie, E.D., Brady, V.J. e Sgro, G.V. 2007. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: a multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 7, 610–635.
- Caramaschi, E.P., Mazzoni, R. e Iglesias-Rio, R. 2012. Caracterização e dinâmica da área e métodos de amostragem. 17-52. In: Mazzoni, R. Caramaschi, E.P. e Iglesias-Rios, R. (Org) *Usina Hidrelétrica de*

- Dantas, E.W., Almeida, V.L.S, Barbosa, J.E.L, Bittencourt-Oliveira, M.C. e Moura, A.N. 2009. Efeito das variáveis abióticas e do fitoplâncton sobre a comunidade zooplancônica em um reservatório do Nordeste brasileiro. *Iheringia, Sér. Zool.* 99, (2), 132-141.
- Diffendorfer, J. E., Fleming, G.M., Duggan, J.M., Chapman, R.E., Rahn, M.E., Mitrovich M.J. e Fisher, R.N. 2007. Developing terrestrial, multi-taxon indices of biological integrity: An example from coastal sage scrub. *Biological Conservation* 140, 130-141.
- Dolph C.L., Huff, D.D., Chizinski, C.J. e Vondracek, B. 2011. Implications of community concordance for assessing stream integrity at three nested spatial scales in Minnesota, USA. *Freshwater Biology* 56, 1652-1669.
- Felfili, J. M e Fagg, C. W. 2007. Floristic composition, diversity and structure of the Cerrado sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30 (3), 375-385.
- Finlay B.J. 2002. Global dispersal of free-living microbial eukaryote species. *Science* 296, 1061–1063.
- Gaston, K. J. e Chown, S. L. 2005. Neutrality and the niche. *Functional Ecology* 19, 1–6.
- Gillooly, J. F., Brown, J.H., West, G.B., Savage, V.M. e Charnov, E.L. 2002. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science* 293, 2248–2251.
- Gioria, M., Bacaro, G. e Feehan, J. 2011. Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: Potential pitfalls and solutions. *Acta Oecologica* 37, 187-194.

- ..., Wells, J.A., Beattie, A.J., 2010. Effectiveness of different surrogates for conservation planning: different measures of effectiveness generate a kaleidoscope of variation. *PLoS One* 5 (7), e11430. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0011430>
- Heino J, 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators* 10, 112-117.
- Hermoso, V., Januchowski-Hartley, S.R. e Pressey, R.L. 2013. When the suit does not fit biodiversity: Loose surrogates compromise the achievement of conservation goals. *Biological Conservation* 159, 197–205.
- Hessen, D. O., Faafeng, B. A., Smith, V. H., Bakkestuen, V. e Walseng, B. 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. *Ecology* 87, 433-443.
- Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Ibama, 2007. *Instrução Normativa N.º 146 de 11 de janeiro de 2007. Estabelece os critérios para procedimentos relativos ao manejo de fauna silvestre (levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação) em áreas de influência de empreendimentos e atividades consideradas efetiva ou potencialmente causadoras de impactos à fauna sujeitas ao licenciamento ambiental, como definido pela Lei n.º 6938/81 e pelas Resoluções Conama n.º 001/86 e n.º 237/97. Diário Oficial da União 8 Seção 1, 56-58, Brasília, DF.*
- Jackson, D.A. e Harvey, H.H. 1993. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 2641-2651.
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R. e Olden, J. D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the roles of biotic, abiotic and

- Jackson, D. A. 1995. Protest—a procrustean randomization test of community environment concordance. *Ecoscience* 2, 297–303.
- Johnson, R.K., Hering, D., Furse, M.T. e Clarke, R.T. 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566, 115–137.
- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Costa, F.R.C., Franklin, E., Nogueira, A., Souza, J.L.P., Moraes, J. e Magnusson, W.E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators* 23, 366–373.
- Lansac-Tôha, F. A., Bini, L.M., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., Takahashi, E.M. e Vieira, L.C.G. 2008. Temporal coherence of zooplankton abundance in a tropical reservoir. *Hydrobiologia* 614, 387–399.
- Lomolino, M.V. 2004. Conservation biogeography. In: Lomolino, M.V., Heaney, L.R. (Eds.), *Frontiers of Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, 293–296.
- Lopes, P.M., Caliman, A., Carneiro, L.S., Bini, L.M., Esteves, F.A., Farjalla, V. e Bozelli, R.L., 2011. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators* 11, 1171–1176.
- Loreau, M., Oteng-Yeboah, A., Arroyo, M.T.K., Babin, D., Barbault, R., Donoghue, M., Gadgil, M., Häuser, C., Heip, C., Larigauderie, A., Ma, K., Mace, G., Mooney, H.A., Perrings, C., Raven, P., Sarukhan, J., Schei, P., Scholes, R.J. e Watson, R.T., 2006. Diversity without representation. *Nature* 442, 245–246.
- Mandelik, Y., Roll, U. e Fleischer, A. 2010. Cost-efficiency of biodiversity indicators for Mediterranean ecosystems and the effects of socio-economic factors. *Journal of Applied Ecology* 47, 1179–1188.

- Oksanen, J., Blanchet, FG., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, RB., Simpson, GL., Stevens, MHH. e Wagner, H. 2011. Vegan: community ecology package. Version 1.17-11. disponível: <<http://vegan.r-force.r-project.org/>>.
- Paavola, R., T. Muotka, R. Virtanen, J. Heino e P. Kreivi, 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshwater Biology* 48, 1912–1923.
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Jackson, D. e Mäki-Petäys, A. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, 16:368-379.
- Padial, A.A., Declerck, S.A.J., Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Toha, F.A., Rodrigues, L.C., Takeda, A., Train, S., Velho, L.F.M. e Bini, L.M. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of Neotropical floodplains. *Freshwater Biology* 57, 2411–2423.
- Paszkowski, C. A. e Tonn, W.M. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology* 43, 421–437.
- Paszkowski, C.A. e Tonn, W M, 2006. Foraging guilds of aquatic birds on productive boreal lakes: environmental relations and concordance patterns. *Hydrobiologia* 567, 19-30.
- Peres-Neto P.R. e Jackson D.A. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia* 129, 169-178.
- Peres-Neto, P.R. e Olden, J.D., 2001. Assessing the robustness of randomization tests: examples from behavioural studies. *Animal Behaviour* 61, 79–86.

1993. Introduction to freshwater biomonitoring of macroinvertebrates, 1-9. In: D.M. Rosenberg and V.H. Resh (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Routledge, R. D. 1997. P values from permutation and F tests. *Computational Statistics and Data Analysis* 24, 379–386.
- Rusak, J.A., Yan, N.D., Somers, K.M. e McQueen, D.J. 1999. The temporal coherence of zooplankton population abundances in neighboring north-temperate lakes. *The American Naturalist* 153, 46–58.
- Sauberer, N., Zulka, K.P., Abensperg-Traun, M., Berg, H.-M., Bieringer, G., Milasowszky, N., Moser, D., Plutzar, C., Pollheimer, M., Storch, C., Tröstl, R., Zechmeister, H.G. e Grabherr, G., 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117, 181-190.
- Shurin, J.B., Cottenir, K. e Hillebrand, H. 2009. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia* 159, 151-159.
- Silva, L.C.F., Vieira, L.C.G., Costa, D.A., Lima-Filho, G.F, Vital, M.V.C., Carvalho, R.A., Silveira, A.V.T. e Oliveira, L.G. 2005. Qualitative and quantitative benthic macroinvertebrate samplers in Cerrado streams: a comparative approach. *Acta limnologica brasiliensia* 17(2), 123-128
- Soulé, M.E. 1985. What Is Conservation Biology? *BioScience* 35 (11), 727-734.
- Trindade-Filho, J.R. e Loyola, R.D. 2010. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. *Revista de Biologia Neotropical* 7, 27-38.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K. e Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science* 299, 241–244.



PDF
Complete

Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

ul, J., Ladle, R.J., Watson, J.E.M. e Willis, K.J.

biogeography: assessment and prospect.

Diversity and Distributions 11, 3–23.

Wilson, D.S. 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology* 73, 1984–2000.

Tabela A1- Resultados dos testes de mantel realizados, de forma espelhada às análises de procrustes (Tabela 2).

Mantel		Zooplâncton		Macroinvertebrados		Peixes		Plâncton	Plâncton	Bentos	Espacial
Data	N	Espacial	Ambiental	Espacial	Ambiental	Espacial	Ambiental	Bentos	Peixes	Peixes	Ambiental
agosto 2009	6	0.1252	0.454	0.6858	-0.3342	0.2799	-0.3422	-0.3762	-0.4624	0.3015	0.1092
Dezembro 2009	6	0.4884	0.336	0.3019	0.1293	0.3408	-0.2699	0.2036	0.4065	0.2154	0.1315
Março 2010	7	0.1379		0.06324		0.634		0.08126	0.3861	0.1378	
Setembro 2010	6	0.4194	0.1231	0.2241	-0.3369	0.2142	-0.1666	0.004879	0.2847	-0.1587	-0.1982
Dezembro 2010	6	0.3678	-0.03138	-0.05115	-0.01012	0.7829	0.09631	0.4451	0.2913	0.147	-0.1302

Tabela A2- Média de número de peixes capturados por ponto de amostragem

Classe	Ordem	Família	Espécie	1	2	3	4	5	6	7
Elasmobranchii	Muliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i>	1.0	1.6	0.6	0.2	0.0	0.4	0.0
			<i>Potamotrygon orbignyi</i>	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Actinopterygii	Beloniformes	Belonidae	<i>Pseudotylorosus microps</i>	0.6	0.4	0.0	0.2	0.2	0.2	0.0
	Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	0.6	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
			<i>Schizodon vittatus</i>	2.6	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
		Characidae	<i>Roeboides affinis</i>	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
			<i>Tetragonopterus argenteus</i>	0.4	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
	Ctenoluciidae		<i>Boulengerella cuvieri</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	1.0
	Cynodontidae		<i>Cynodon gibbus</i>	5.6	10.4	0.4	0.0	0.6	1.4	2.0
			<i>Raphiodon vulpinus</i>	5.2	1.2	1.6	0.4	0.6	0.0	8.0
	Erythrinidae		<i>Hoplias sr. gr. H. malabaricus</i>	2.2	4.4	1.6	1.4	2.8	1.6	0.0
	Hemiodontidae		<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.6	0.6	0.6	7.4	5.2	2.2	6.0
	Serrasalminidae		<i>Metynnis hypsauchen</i>	10.4	9.6	3.4	3.2	0.4	2.4	1.0
			<i>Mylesinus paucisquamatus</i>	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
			<i>Myleus torquatus</i>	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
			<i>Piaractus brachypomus</i>	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
			<i>Pygocentrus nattereri</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0
			<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	6.6	5.4	2.6	3.2	1.0	1.8	0.0
			<i>Serrasalmus rhombeus</i>	5.0	5.6	0.6	1.2	1.6	2.2	3.0



PDF
Complete

Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

		<i>A. theus trifurcatus</i>	0.0	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>A. notus carapo</i>	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>Cichla kelberi</i>	0.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
		<i>Cichla piquiti</i>	2.8	11.6	2.8	1.6	4.2	2.6	11.0
		<i>Cichlasoma araguaense</i>	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>Crenicichla lugubris</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0
		<i>Crenicichla strigata</i>	0.0	1.4	0.8	1.0	0.8	0.4	0.0
		<i>Geophagus neambi</i>	1.2	11.8	4.8	0.4	0.8	3.0	2.0
		<i>Satanoperca</i> sp., aff. <i>S. jurupari</i>	43.2	36.4	40.2	7.8	12.4	12.8	13.0
	Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1.4	4.8	1.2	0.6	2.4	7.4	0.0
Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Ageneiosus inermes</i>	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0.2	0.2	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0
	Doradidae	<i>Oxydoras niger</i>	0.4	0.6	0.0	0.0	0.0	0.2	7.0
		<i>Platydoras costatus</i>	8.4	3.2	4.4	0.2	0.0	0.0	8.0
		<i>Pterodoras granulosus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.0
	Loricariidae	<i>Hypostomus plecostomus</i>	0.2	0.8	0.4	1.4	0.4	0.4	0.0
		<i>Hypostomus</i> sp.	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>Pterygoplichtys joselimarianus</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
		<i>Squaliforma emarginata</i>	25.6	23.2	38.0	16.8	6.2	6.6	1.0
		<i>Squaliforma</i> sp.	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Pimelodidae	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
		<i>Pirirampus pirinampu</i>	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0
		<i>Sorubim Lima</i>	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
		<i>Pimelodina flavipinnis</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0
		<i>Pimelodus blochii</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0

Tabela 10 – Média de abundância por ponto de amostragem dos macro-invertebrados bentônicos.

Ordem	Família	Sub-Família ou Gênero	1	2	3	4	5	6	7
Coleoptera	Curculionidae		0	0	0	0	0.2	0	0
	Dytiscidae		0.4	0	0	0	0	0	1
	Elmidae		0	0.2	0	0	2.2	0	0
	Gyrinidae		0.2	0.8	0.8	0	4.6	6.6	2
	Hydrophilidae		0	0	0.6	0	0	0	0
	Noteridae		0.6	1.4	0.4	0	0	0.2	0
	Ptilodactylidae		0.2	0	0	0	0	0	0
	Scirtidae		0.6	0	0	0	0	0	0
	Staphylinidae		0	0	0	0	0	0.2	1
	Torridincolidae		0.2	0	0	0	0	0	0
Collembola			0.2	0	0.6	0	0.4	0.2	0
Diptera	Ceratopogonidae		40	6.8	72.8	2.6	11.2	18	1
	Chaoboridae		45.2	0.2	37.2	0	0	0	2
	Chironomidae	Chironomini	1006	828.6	607.8	166.4	312.6	226.4	2221
		Orthocadinae	14.6	43.6	30.4	16.6	287	10.4	8
		Tanypodinae	169.2	224.6	105.8	68	104.6	66.2	226
		Tanytarsini	274.4	184.6	11.4	52.4	136.2	33	5
	Empididae		0	0	0.2	0	0	0	0
	Tabanidae		0	0	0.2	0	0	0.6	0
		Pupa	138.2	26	22.6	17	40	102	50
Ephemeroptera	Baetidae	Baetidae sp.	0.2	0	0	0	0	0	0
		<i>Baetodes</i>	0	0	0.2	1.8	0	0	0
		<i>Callibaetis</i>	83.6	122.2	23.8	17.2	0.8	0.2	0
		<i>Caenis</i>	10.8	24	131	42.6	12	1.2	39
	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	0	0	2.8	34	0.4	0	0
	Leptophlebiidae	<i>Ulmeritoides</i>	0	0	0	0	0	0	0
	Polymitarcyidae	<i>Asthenopus</i>	0	0	0.6	0	0	0	0
Hemiptera	Belostomatidae		2.4	1	7	0	0	0	0
	Corixidae		37.8	71.2	104.8	0	0	0.4	0

			0	0	0	0	0.2	0	0
			0	0	0	4.8	8	6.2	25
	Nepidae		0	0	0.2	0	0.4	0.8	0
	Notonectidae		9.8	3.4	17.6	0.2	0.8	0.2	1
	Veliidae		0	0	2.2	0	0	0	0
Lepdoptera	Pyrilidae		0	0	0.2	0	0	0	0
Odonata	Coenagrionidae		11.6	23.2	4.6	0.6	16	21.8	52
	Gomphidae		0	0	0.2	0	0	0	0
	Libellulidae		18.8	10.2	39.8	4.4	20.6	7.6	40
Trichoptera	Hydroptilidae	<i>Alisotrichia</i>	0	0.2	0	35.8	1.4	0	0
		<i>Neotrichia</i>	0	0	0	1.4	0.2	0.2	0
		<i>Oxyethira</i>	0	0	0	66.6	1.4	0.8	0
	Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	0	0.2	0	0	0	0	6
		<i>Tripletides</i>	0.6	0.4	0	0.2	0.2	0	0
	Polycentropodidae	<i>Cyrnellus</i>	55.4	90.8	150.8	13.2	19.2	2.4	123
	Sericostomatidae	GeneroA(Pes et al. 2005)	0	0.2	0	0	0	0	0
	Hidroptilidae	Hidroptilidae sp.	0.2	0	0	0	1.4	0	0

Tabela A4- Densidade média de zooplankton por ponto de amostragem.

Clado	Família	Espécie	1	2	3	4	5	6	7
Cladocera	Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	1033.33	523.47	516.67	134.26	149.72	148.67	25.00
		<i>Bosmina tubicen</i>	11.20	23.28	247.22	219.91	75.83	67.50	0.00
		<i>Bosminopsis deitersi</i>	1466.67	1619.44	318.06	34.72	260.28	118.61	1.00
	Chydoridae	<i>Alona poppei</i>	0.20	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Alona</i> sp.	0.00	67.67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Chydorus</i> sp.	1.60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.00
		<i>Pleuroxus</i> sp.	0.40	0.00	0.00	0.00	3.89	0.17	0.00
	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	203.93	65.72	373.61	20.83	31.94	6.89	5.00
		<i>Ceriodaphnia</i> sp.	3.33	57.36	83.33	0.00	7.78	0.00	0.00
		<i>Simocephalus</i> sp.	0.00	21.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Moinidae	<i>Moina minuta</i>	0.00	4.86	5.56	0.00	0.00	0.00	0.00
	Sididae	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	40.20	302.00	80.56	30.09	20.56	2.83	0.00

		a)	1.80	0.17	0.67	0.00	0.00	0.33	4.00
		b)	1.20	0.67	1.17	0.39	0.33	0.50	2.00
		<i>Copepodito</i>	1063.33	2195.56	2023.61	210.65	465.28	519.44	1425.00
		<i>Nauplius</i>	2746.67	2193.89	1594.44	138.89	792.50	579.72	4825.00
		<i>Thermocyclops</i> sp.	3.00	0.83	1.83	0.28	0.33	0.83	6.00
	Diaptomidae	Copepode (Fêmea)	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
		Copepode (Macho)	0.20	0.00	0.50	0.00	0.17	0.00	0.00
		<i>Copepodito</i>	153.33	370.00	318.06	9.26	52.67	25.00	100.00
		<i>Nauplius</i>	170.60	176.11	106.94	0.28	47.22	14.44	75.00
		<i>Notodiaptomus</i> sp.	0.20	0.17	0.50	0.00	0.17	0.17	0.00
Rotifera	Brachionidae	<i>Anuraeopsis coelata</i>	90.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Brachionus dolabratus</i>	30.00	0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Brachionus falcatus</i>	0.40	160.83	30.72	16.20	0.33	0.17	1.00
		<i>Keratella americana</i>	976.67	176.81	179.17	32.41	38.89	86.17	0.00
		<i>Keratella cochlearis</i>	8103.33	14533.06	5873.61	370.37	862.50	830.56	2025.00
		<i>Keratella Lenzi</i>	673.33	305.00	161.28	42.22	33.33	108.78	8.00
		<i>Keratella tropica</i>	0.00	2.67	50.00	0.00	0.17	0.00	0.00
		<i>Platyonus patulus patulus</i>	45.53	89.33	93.06	9.54	13.89	39.33	50.00
		<i>Platylas quadricornis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.00
	Filinidae	<i>Filinia longiseta</i>	30.00	0.17	30.56	4.63	0.00	0.00	0.00
	Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	30.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Lecane cornuta</i>	30.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Lecane haliclysta</i>	0.20	0.00	0.00	0.00	15.28	8.33	0.00
		<i>Lecane hornemanni</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	4.17	5.56	0.00
		<i>Lecane luna</i>	3.33	0.00	11.28	4.63	0.00	0.00	0.00
		<i>Lecane lunaris</i>	30.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00
		<i>Lecane prolecta</i>	11.60	1.64	11.28	9.26	12.22	0.33	75.00
		<i>Lecane signifera</i>	0.00	0.00	34.72	4.63	0.17	11.28	0.00
		<i>Lecane</i> sp.	0.60	25.83	46.50	2.59	22.22	0.33	5.00
	Lepadellidae	<i>Lepadella</i> sp.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00
	Philodinidae	<i>Bdelloidea</i>	903.33	142.81	233.50	62.50	135.06	281.56	50.00
	Synchaetidae	<i>Polyarthra</i> sp.	30.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	10.00	0.00	4.17	0.00	0.00	2.67	25.00
	Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	210.00	2.11	13.89	0.00	31.94	121.67	25.00

			Trica	120.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
				0.00	0.00	12.50	2.31	0.00	0.00	0.00
	Trichotridae	Macrochaetus sp.		0.00	0.00	2.78	0.00	4.33	0.00	0.00
Tecameba	Arcellidae	Arcella hemisphaerica		0.00	0.00	0.00	0.00	1.39	0.00	0.00
		Arcella megastoma		3.33	0.00	0.17	0.28	4.17	0.33	0.00
		Arcella sp.		0.00	3.83	0.00	0.00	0.00	0.00	25.00
		Arcella vulgaris		6.87	0.17	2.78	0.00	5.72	0.17	0.00
	Centropyxidae	Centropyxis aculeata		0.00	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00	0.00
		Centropyxis sp.		0.00	0.00	8.33	0.00	2.94	0.00	0.00
	Diffugiidae	Diffugia sp.		0.00	0.17	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Euglyphidae	Euglypha sp.		13.33	11.11	0.17	20.83	16.67	5.56	0.00
	Lesquereusiidae	Lesquereusia sp.		0.00	0.00	0.17	0.00	8.06	0.00	0.00

Tabela A5- Valores médios das variáveis físico químicas coletadas. cond- condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$); temp – temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$); orp- potencial de oxi-redução (mV); transp – transparência da água (m); prof- profundidade do ponto (m); OD – Oxigênio dissolvido (g/l); turb- Turbidez da água (ntu); TDS – Sólidos totais dissolvidos (g/l);

	1	2	3	4	5	6
pH	7.2	7.6	7.4	7.8	7.8	7.6
cond	10.3	9.9	9.2	9.2	9.3	9.7
temp	28.5	28.3	28.0	28.1	28.3	28.4
tds	99.0	68.0	42.0	99.0	49.0	52.0
transp	2.3	2.6	3.2	4.0	3.1	4.2
prof	4.2	4.2	6.9	6.1	6.5	8.9
od	8.5	8.7	8.1	7.7	8.8	7.9
turb	120.0	130.0	190.0	120.0	130.0	190.0
orp	215.0	186.1	189.4	147.0	199.5	173.0



PDF
Complete

*Your complimentary
use period has ended.
Thank you for using
PDF Complete.*

[Click Here to upgrade to
Unlimited Pages and Expanded Features](#)

Capítulo 3

Manejo darwiniano da pesca de tucunarés azuis (*Cichla piquiti*) no reservatório de Serra da Mesa, GO: evidências da restrição da captura de tamanho máximo.

de tucunarés azuis (*Cichla piquiti*) no
GO: evidências da restrição da captura de
tamanho máximo.

RESUMO

Há evidências sugerindo forte pressão seletiva da pesca e mudanças evolutivas rápidas em atributos de história de vida de peixes. O objetivo deste trabalho foi verificar o potencial da população de tucunarés azuis (*Cichla piquiti*) em sofrer evolução induzida pela pesca amadora no reservatório de Serra da Mesa e para isto foram testadas as seguintes hipóteses: 1- peixes com mesma idade tem sempre o mesmo tamanho; 2- Peixes com maiores comprimentos não produzem mais ovos e com maior tamanho que peixes menores; 3- O comprimento médio dos peixes capturados pela pesca amadora é o mesmo durante o monitoramento. A hipótese 1 de que peixes de mesma idade possuem comprimento iguais foi rejeitada. A hipótese 2 de que peixes maiores não produzem mais ovos foi rejeitada, mas foi aceito que a hipótese que maior comprimento não produz maiores ovócitos. A hipótese 3 que o tamanho médio não se alterou durante o monitoramento também foi rejeitada, pois há significativa redução deste tamanho o que pode ser um forte indício que essa alteração está acontecendo em um curto período de tempo. Os resultados demonstraram que os tucunarés azuis em Serra da Mesa possuem variabilidade de algumas características (fecundidade em relação ao tamanho e tamanho em relação a idade) suficiente para nos alertar sobre a possibilidade de ocorrer a evolução induzida pela pesca, o que traria consequências desastrosas tanto para a população de peixes e a teia trófica, quanto economicamente (menos turistas procurariam o reservatório). Além de um tamanho mínimo de 35cm para a atual pesca de tucunaré azul, é necessário a restrição do tamanho máximo em 50cm.

Palavras chave ã Evolução induzida pela pesca; Tamanho máximo de captura; Ordenamento pesqueiro; Manejo de pesca; Pesca amadora.

There is evidence suggesting fishery can lead to strong selective pressure and rapid evolutionary changes in fish life history traits. This work aimed at blue peacock bass (*Cichla piquiti*) potential to undergo recreational fisheries-induced evolution at Serra da Mesa reservoir. The following null hypotheses were verified: 1 – fishes with the same age have the same body size; 2 – fishes with larger body length do not produce more and bigger eggs than smaller fishes; 3 – the average body size from fish captured by recreational fishing is the same during monitoring. The first hypothesis, that same aged fish have always the same size was rejected. The second hypothesis, that bigger fishes do not produces more eggs was rejected, but the hypothesis that they don't produce bigger eggs was accepted. The third hypothesis, that average size didn't change during monitoring was also rejected, since there is a significant body size reduction, strongly suggesting that such change occurred within a short time period. The results show that Serra da Mesa blue peacock bass display enough variability in some characteristics (fecundity is related to body size, and size is related to age) aware for the possibility of fisheries-induced evolutionary changes that could lead to disastrous consequences to fish population, trophic web and economic activities (as fewer tourists would visit the reservoir). Besides the current minimum 35 cm size allowed for fishing blue peacock bass, a maximum allowed size of 50 cm is also necessary.

A teoria da evolução prediz que atributos individuais definidos pelo genótipo e que trazem vantagens para sobrevivência e reprodução são selecionados e mantidos na população (Kutschera e Niklas, 2004). A seleção artificial atua de diversas formas, modificando os ajustes das espécies ao ambiente e acelerando o processo de modificação da frequência alélica na população (Swallow *et al.* 1998).

Normalmente a atividade pesqueira tem preferência à determinadas espécies e dentre estas, aos indivíduos maiores (geralmente mais velhos) (Stokes, *et al.* 1993, Law, 2000). Se a variabilidade genética dos indivíduos leva a alguma variação fenotípica, então a pesca pode levar a mudanças evolutivas (Law, 2000). Há evidências sugerindo forte pressão seletiva da pesca e mudanças evolutivas rápidas em atributos de história de vida de peixes (Conover e Munch, 2002; Law, 2007) como: redução do tamanho da primeira maturação, do comprimento médio dos peixes e do número de peixes de tamanho grandes capturados, além de alterações nas taxas de crescimento e fecundidade (Ratner e Lande, 2001; Kuparinen e Merila, 2007; Hutchings e Fraser, 2008). Conover e Munch (2002) encontraram alterações significativas nesses atributos em menos de cinco anos.

Durante as últimas décadas foi verificado não somente uma diminuição dos estoques pesqueiros mas também a diminuição do tamanho corpóreo de peixes (Barot, *et al.*, 2005), com aumento da proporção de reprodutores menos fecundos e com ovos e larvas de baixa qualidade (Trippel, 1995, Berkeley *et al.* 2004; Birkeland e Dayton, 2005; Law, 2007). Estudos indicam que essas taxas de mudanças podem ser muito rápidas (Audzijonyte *et al.*, 2013)

As atuais práticas de pesca causam pressões de seleção nos estoques pesqueiros, donde o ordenamento deste estoque deve identificar metodologias de manejo para mitigar essa pressão (Arlinghaus *et al.* 2009, Okamoto *et al.* 2009), tais como: permitir apenas a pesca de peixes maduros (Heino, 1998; Ernande *et al.* 2004), delimitar classes de idade (Law e Grey, 1989; Grey, 1993), e tamanho passíveis de captura (Dunlop *et al.* 2009a), alterar as taxas

2008, Enberg *et al.* 2009) ou delimitar áreas (Dunlop *et al.* 2009c).

Por outro lado, nenhuma dessas medidas surgiu com o objetivo de mitigar o problema da evolução induzida pela pesca (apesar de algumas auxiliarem no processo, como a introdução de áreas protegidas). Assim, há a perspectiva que a proteção de indivíduos maiores por meio da introdução do tamanho máximo de captura mitigaria estes efeitos (Conover e Munch, 2002; Law, 2007), mas poucos estudos compararam os benefícios da implantação do tamanho máximo de captura com outras ferramentas de manejo (Baskett, *et al.* 2005, Willians e Shertzer, 2005). Ao conjunto de medidas implantadas para evitar a evolução induzida pela pesca é dado o nome de manejo darwiniano da pesca (Dunlop *et al.* 2009b)

A pesca recreativa (no Brasil tratada como pesca amadora ou esportiva) é uma das atividades de turismo e lazer mais praticadas em todo o mundo, e no estado de Goiás (Brasil), é a única modalidade de pesca permitida, sendo proibida a pesca comercial, exceto quando realizado por associação de pescadores ribeirinhos. No norte do estado se localiza o reservatório da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, onde ocorrem naturalmente duas espécies de tucunaré, o azul (*Cichla piquiti*) e o amarelo (*Cichla kelberi*). As legislações brasileira e estadual normalmente prevêm medidas de proteção destas espécies através do estabelecimento do tamanho mínimo de captura em 35 cm (IBAMA, 1998) e uma cota de 5kg mais um exemplar (SEMARH, 2003) ou zerando a cota de transporte por três anos (SEMARH, 2013). Medidas de proteção que incentivam a captura dos maiores exemplares, e por isto podem não ser eficazes.

O tucunaré pertence à família dos Cichlidae, com aproximadamente 1533 espécies, das quais cerca de 81 ocorrem no Brasil (Kullander, 1988). Dentre estas, 15 espécies de tucunarés são descritas, entre elas *Cichla piquiti*, o tucunaré azul (Kullander e Ferreira, 2006).

Espécies do gênero *Cichla* são basicamente restritas para águas transparentes com altas temperaturas e habitats lênticos, onde geralmente são dominantes (Winemiller, 2001). São chamadas no Brasil de Tucunarés, nos

`pavon` e nos países de língua inglesa de suas cores (Novaes *et al.* 2004). O tucunaré ocorre originalmente nas bacias do Orinoco, Amazonas e Araguaia/Tocantins e é uma espécie de hábito alimentar carnívoro/piscívoro (Sampaio *et al.*, 2000). No estado de Goiás, é nativa dos rios Araguaia e Tocantins e também foi introduzida nas bacias do Paraná e São Francisco (Kullander e Ferreira, 2006).

Segundo Novaes *et al.* (2004) os tucunarés eram raros na região do reservatório de Serra da Mesa, tornando-se abundantes e amplamente distribuídos logo após seu enchimento em 1996. Uma colonização rápida por espécies deste gênero também foi reportada para outros reservatórios (Santos, 1995 e Santos e Oliveira, 1999).

As espécies do gênero *Cichla* são muito valorizadas por pescadores de todo mundo, devido a sua esportividade, tendo então uma importância econômica elevada, e aumentando sua introdução em outras bacias (Arcifa e Meschiatti, 1993; Magalhães *et al.*, 1996; Santos *et al.*, 2001). Na Amazônia e no reservatório de Serra da Mesa, as espécies do gênero são o principal alvo de pesca amadora e esportiva.

A evolução induzida pela pesca causada por pesca amadora ou recreacional não tem tido muita atenção na literatura (Matsumura *et al.*, 2011), pois normalmente o foco é no efeito da pesca comercial sobre os estoques (Law, 2007). Entretanto, as taxas de exploração da pesca amadora podem ser substanciais e a maioria dos pescadores amadores são seletivos em relação às características morfológicas (por exemplo, buscam sempre os maiores) (Arlinghaus *et al.* 2002; Lewin *et al.* 2006; Uusi-Heikkilä *et al.* 2008). Desta maneira, mudanças evolutivas rápidas são esperadas em estoques explorados por pescadores amadores (pesca recreativa), principalmente nos estoques de água doce, normalmente mais isolados (Arlinghaus *et al.* 2009; Philipp *et al.* 2009; Redpath *et al.* 2009)

Assim, o objetivo deste trabalho foi verificar o potencial da população de tucunarés azuis (*Cichla piquiti*), do reservatório de Serra da Mesa, sofrer evolução induzida pela pesca amadora e, para isto, foram testadas as seguintes hipóteses-nulas: 1- Peixes com mesma idade têm o mesmo

maiores comprimentos não produzem mais ovos e
maiores; 3 - O comprimento médio dos peixes
capturados pela pesca amadora é o mesmo durante o monitoramento de dois
anos. Nossa premissa é que se as hipóteses 2 e 3 não forem confirmadas, isto
é, se os indivíduos maiores estiverem produzindo mais e maiores ovos (h2) e
se encontrarmos uma queda no comprimento médio dos peixes capturados
pela pesca amadora (h3), a retirada dos indivíduos maiores poderá levar, ou já
estará provocando, à evolução induzida. A rejeição da hipótese 1 indicará que
há variabilidade fenotípica, ou seja, que peixes crescem em velocidades
diferentes. Desta forma, a retirada dos maiores dos estoques pode aumentar a
proporção de peixes que crescem mais lentamente.

METODOLOGIA

Área de Estudo

O lago de Serra da Mesa, proveniente da construção de Usina Hidrelétrica (UHE), está localizado ao Norte do estado de Goiás (meridianos 49° 30" e 48°O e os paralelos 13° e 15°S) na região Centro-Oeste do Brasil (De Fillippo *et al.*, 1999).

A barragem da UHE de Serra da Mesa situa-se no curso principal do Rio Tocantins, com os seguintes afluentes no lago: Rio Tocantinzinho e Rio Bagagem (margem direita, a nordeste), Rio das Almas e Rio Maranhão (margem direita, a sudoeste). O reservatório de Serra da Mesa tem área de aproximadamente 1784 km² (na cota máxima de 460 m) e 5,4 bilhões de m³, banhando partes dos municípios de Barro Alto, Campinaçu, Campinorte, Colinas do Sul, Minaçu, Niquelândia, São Luis do Norte e Uruaçu (Andrade, 2002) (Figura 1).

As amostragens dos tucunarés, usando uma bateria de redes, foram realizadas em seis pontos distintos e em diferentes braços do reservatório (Figura 1): ponto 1- "Peninha" no braço Maranhão; ponto 2- - "Treze", no braço Maranhão; ponto 3- "Canavial", no braço Traíras,; ponto 4- "Serra Negra" no Bagagem; ponto 5 – "Tocantinzinho 1", na confluência do braço do Tocantinzinho com os demais braços e ponto 6 – "Tocantinzinho 2" no braço do

a realizada em março de 2010 incluímos um
es do braço do Maranhão.

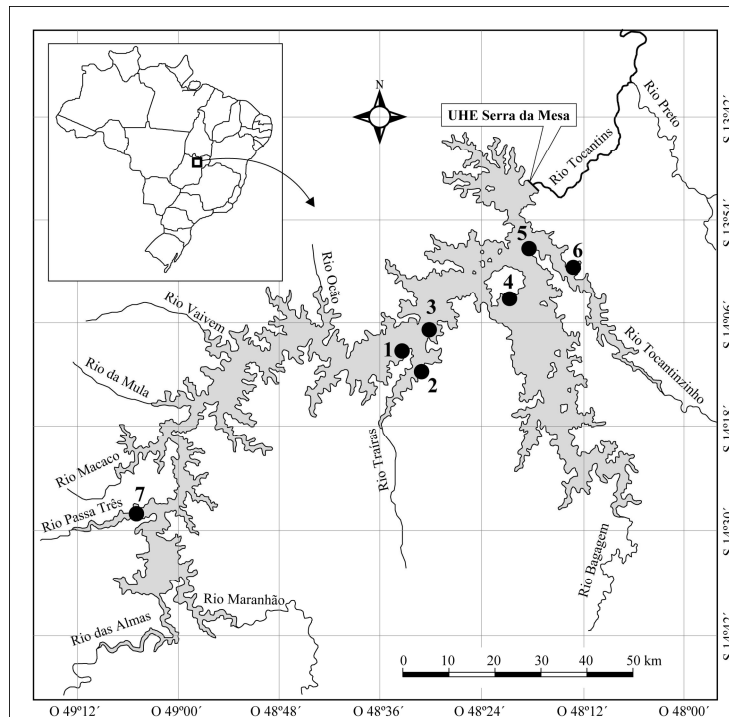


Figura 1: Localização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa e municípios adjacentes.

Coleta dos indivíduos

As coletas dos espécimes de tucunaré azul foram efetuadas em 6 amostragens de 10 dias cada, durante dois anos (maio, agosto e novembro de 2009 e março, setembro e dezembro de 2010). Os peixes foram capturados por pescadores esportivos e/ou pescadores locais especialmente contratados, utilizando varas com carretilha, linha de pesca e isca artificial, pois os tucunarés são predadores visualmente orientados e dificilmente caem em redes. Os peixes pescados eram medidos pelos barqueiros, com um ictiômetro emprestado por nós, e eram anotados numa planilha (veja abaixo mais detalhes).

Entretanto, visando reduzir a seletividade associada ao anzol, utilizou-se uma bateria de redes de espera em cada um dos seis pontos pré-estabelecidos. A bateria era composta por 10 redes com malhas, que variaram de 2,5cm a 16 cm entre os nós adjacentes, as quais permaneciam 24 horas em cada ponto com vistorias de 12 em 12 horas. As redes de malhas 2,5, 3, 4 e 5

enquanto as demais (6, 7, 8, 10, 12 e 16) 50m.

foi realizada em uma das coletas, utilizando-se arbalète, visando aumentar as amostragens de peixes maiores.

Para todos indivíduos capturados foram tomados o comprimento total, comprimento padrão e peso. O sexo foi definido por meio da análise das gônadas. Adicionalmente, coletamos os estômagos e seus respectivos conteúdos, e dados sobre a morfometria dos peixes, para serem utilizados em outros estudos.

Idade dos peixes

Estudos de determinação de idade em peixes de regiões temperadas têm indicado que as marcas de crescimento (anéis etários) se formam em algumas estruturas (otólitos, vértebras e escamas) de acordo com as estações do ano (Casselman, 1983). A avaliação da idade de peixes em regiões tropicais têm sido discutidas, uma vez que os padrões sazonais de variação de temperatura não são tão evidentes quanto nas regiões temperadas, onde o inverno é rigoroso provocando uma paralisação no crescimento do animal seguida da formação do anel de crescimento (Blake e Blake, 1978; Barbieri, 1993).

O número de anéis de crescimento pode ser relacionado com a idade se a cronologia do aparecimento das marcas é estabelecida e se ocorrer a identificação das marcas verdadeiras (Cutrim e Batista, 2005).

Os peixes possuem três pares de corpos inorgânicos em seus sistemas auditivos, denominados otólitos. Os otólitos são concreções calcárias contidas nas cápsulas auditivas dos peixes, que contribuem para a percepção dos sons e para o equilíbrio corporal (Gomiero e Braga, 2007). Estas estruturas são compostas por cristais de carbonatos de cálcio, *argonita* e material orgânico (Gomiero e Braga, 2007). Podem ser retirados da cabeça do peixe através de uma incisão no crânio na região das cápsulas auditivas, ou atingindo-as pelo opérculo.

Normalmente três pares de otólitos são estudados: *Lapillus* (menor), *Asteriscus* (médio) e a *Sagitta* (maior). Na maioria dos trabalhos realizados com o estudo de otólitos, aproximadamente 60% dos pesquisadores escolheu

apresentar incrementos mais largos (Gaemers, a-Correa, 1997).

A maioria dos otólitos não possui uma morfologia padrão, desta forma, é recomendável que se defina o melhor ângulo para as leituras dos anéis e que este seja padronizado durante todo o estudo (Campana, 1992).

Após a captura, foi utilizada uma seguetta para retirada dos otólitos. A cabeça dos peixes era retirada (Figura 2, A e B) e posteriormente serrada transversalmente, exatamente ao meio (Figura 2, C e D), dividindo a cavidade auditiva. Os otólitos foram retirados logo em seguida com a ajuda de pinças (Figura 2 E e F). Estes estavam localizados na região mediana do crânio (Figura 3). Logo após a extração, foram lavados com água e acondicionados secos em envelopes de papel e enumerados.

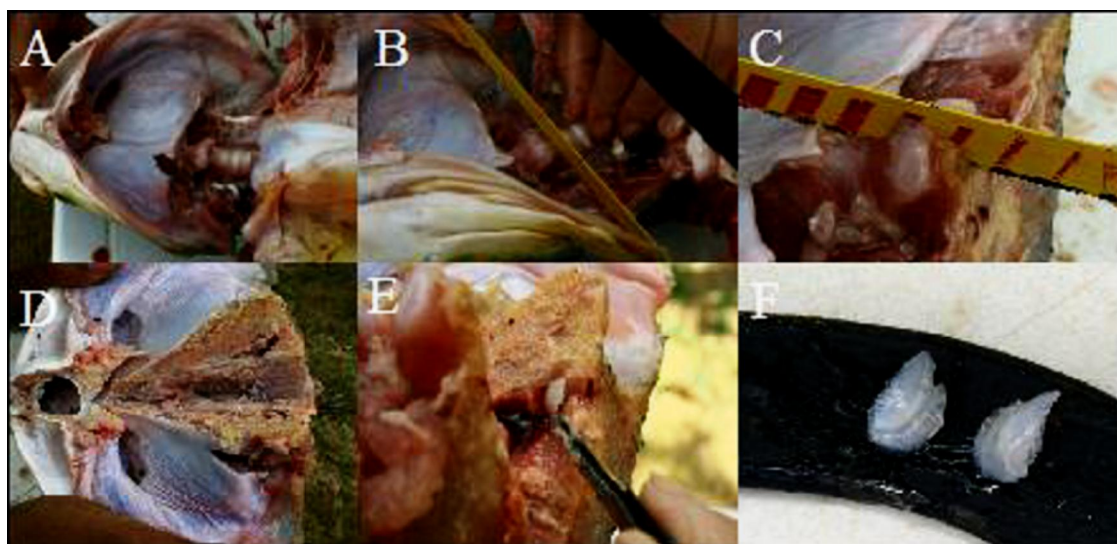


Figura 2- Metodologia utilizada para retirada dos otólitos. A- Corte pela região ventral da cabeça. B- Corte transversal separando cabeça do corpo. C Corte longitudinal, dividindo a cabeça ao meio. D- Dividir a cabeça ao meio. E- Retirada do otólito da cavidade auditiva. F- Otólitos retirados.

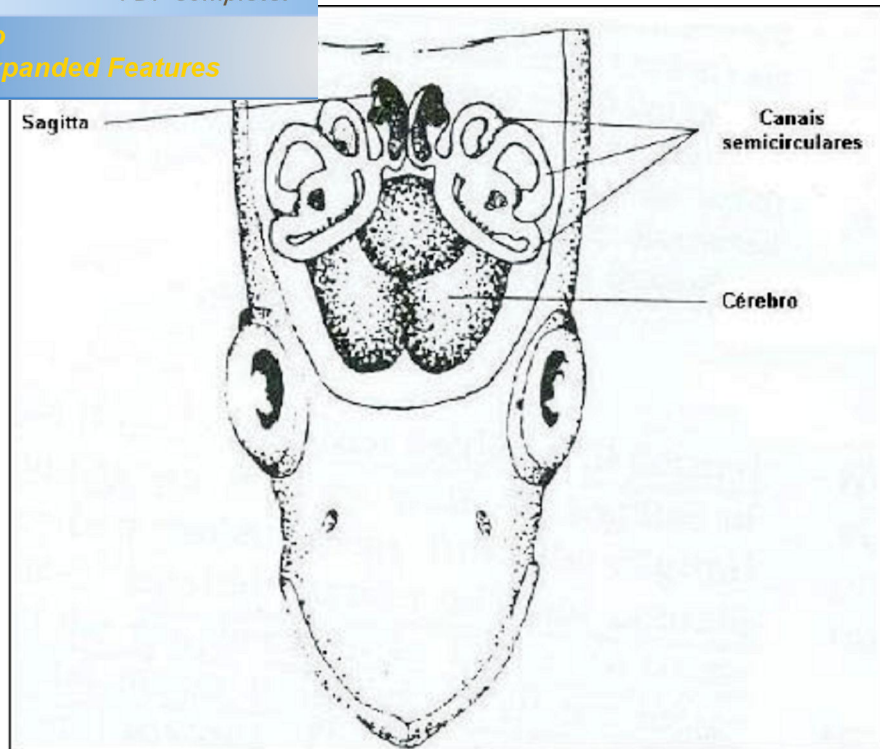


Figura 3- Vista dorsal evidenciando a localização da *sagitta* (Adaptado de Secor *et al.*, 1992).

Os otólitos foram emblocados em formas de borracha, incluídos em resina poliéster e seccionados transversalmente em sua região central com uma serra diamantada em cortes sucessivos de 1 mm de espessura. Os cortes contendo o centro do otólito foram fixados em lâminas de vidro para a microscopia, lixados com lixas finas e polidos com pó alumina (Secor *et al.*, 1992).

Após cortados, os otólitos foram fixados em lâminas para microscopia, e a contagem dos anéis foi realizada utilizando microscópio estereoscópico com luz transmitida com aumento de 2,5 vezes.

Parâmetro de crescimento

Os dados de comprimento e idade (número de anéis verdadeiros nos otólitos) foram utilizados para ajustar a curva de crescimento de von Bertalanffy:

$$L(t) = L^{\infty} (1 - e^{-K(t-t_0)})$$

$L(t)$ = Comprimento total;

L^{∞} = Comprimento assintótico (ver equação abaixo);

$t = \text{idade};$

t_0 = Comprimento teórico do peixe na idade 0.

A partir dos dados de comprimento e idade, com 100 iterações selecionamos os melhores valores de K , L^∞ e t_0 . A análise de resíduos foi utilizada para verificar as pressuposições do modelo (por exemplo, homocedasticidade e *outliers*), permitindo ainda a avaliação da variação do comprimento em peixes de mesma idade (maior o resíduo, maior a variação do tamanho naquela idade), indicando que indivíduos de mesma idade podem crescer em velocidades diferentes, aumentando o potencial de existir evolução induzida pela pesca.

Uma Anova e o posterior teste de Tukey foram realizados para verificar se há diferença de tamanho entre as idades estimadas.

Validação da idade

O incremento marginal relativo (IMR) foi calculado para que a formação periódica dos anéis seja definida, utilizando o raio total das *sagittas* e o raio das últimas marcas (Lai, *et al.* 1987; Cutrim e Batista, 2005).

$$\text{IMR} = (R_t - R_n) / (R_n - R_p)$$

Onde:

R_t = raio total da estrutura;

R_n = distância do foco da estrutura até a última marca;

R_p = Distância do foco da estrutura até a penúltima marca.

Os valores do IMR foram relacionados com as variações mensais no nível de água do reservatório, para verificar se há influência na formação dos anéis. Uma ANOVA foi realizada, para constatar se há diferença entre os IMR para cada mês. Valores de IMR mais baixos indicam recente formação do anel.

erados e submetidos a biometria, obtendo-se as medidas de peso, comprimento padrão e comprimento total de cada espécime. Os peixes foram dissecados e as gônadas foram retiradas, fotografadas e pesadas.

Para estimar a fecundidade das fêmeas, primeiro os peixes foram classificados macroscopicamente em: imaturos, em maturação e maduros. Então, obteve-se uma alíquota da gônada das fêmeas maduras, que foi pesada e posteriormente dissociada e conservada em líquido de Gilson, conforme metodologia proposta por Vazzoler (1996). Em laboratório, os ovócitos das amostras foram contados, dos quais 30 foram medidos em um estereoscópio com objetiva graduada.

A fecundidade (número de ovos por peixe) foi determinada através do Método Gravimétrico proposto por Holden e Raitt (1974) e Vazzoler (1996). Esta metodologia consiste em estimar o número total de ovócitos nos ovários (N) estabelecendo uma proporção entre peso da alíquota (p), quantidade de ovócitos da mesma (n) e o peso dos ovários (Pg) - $N = (n \cdot Pg) / p$

Para verificar se o número de ovos e o tamanho dos ovos foram influenciados pelo comprimento dos peixes foram realizadas regressões exponenciais, nas quais as variáveis dependentes foram: o tamanho dos ovos (comprimento e largura) e o número dos ovos (fecundidade), e as variáveis independentes foram o comprimento total e o peso dos peixes (utilizado apenas para testar sua influência sobre o número de ovos por fêmeas – fecundidade).

Monitoramento da pesca amadora

Mobilização dos guias de pesca

A proposta de monitoramento da pesca amadora foi apresentada aos proprietários e/ou gerentes e guias de pesca de cinco pousadas que servem especialmente à pesca amadora e estão no entorno do reservatório de Serra da Mesa (municípios de Niquelândia e Colinas do Sul). Duas dentre as cinco pousadas disponibilizaram-se a executar de forma voluntária o protocolo de

Foram realizadas 4 Oficinas de Treinamento de Guias, no âmbito do Programa Nacional de Desenvolvimento da Pesca Amadora (PNDPA)/IBAMA para 40 guias de pesca previamente identificados e cadastrados. Foram realizadas reuniões trimestrais, inicialmente para o treinamento de anotação dos dados de captura, e em seguida para apresentação e discussão dos resultados parciais, como ferramenta de mobilização contínua.

Entre os meses de setembro de 2008 a janeiro de 2010, 47 guias de pesca anotaram 906 operações de pesca amadora. Uma operação de pesca é entendida como a saída diária de um guia com dois turistas pescadores.

Estatística pesqueira

O esforço de pesca foi padronizado em barco/dia, considerando-se que em cada barco estão presentes o guia de pesca e dois turistas pescadores; a captura por unidade de esforço foi padronizada em número de peixes/barco/dia (CPUEn). Para realizar a medição dos peixes, foi fornecido um ictiômetro e uma ficha de anotação para cada guia, que anotava então o comprimento de cada espécime capturado (mesmo que o indivíduo fosse devolvido à água). As fichas foram coletadas periodicamente por técnicos do IBAMA, digitadas e analisadas.

Foi realizada uma Anova para comparar os comprimentos dos indivíduos durante os meses de monitoramento. Adicionalmente, outra Anova foi feita comparando os valores de CPUEn. O teste a posteriori de Tukey foi usado quando necessário.

Para inferir sobre o estado de conservação e uso dos tucunarés, foram construídas as frequências de comprimento utilizadas para a estimativa dos indicadores tal como proposto por Froese (2004), entretanto, modificados para a pesca amadora, pois nesta, ao contrário da pesca comercial, uma parcela dos peixes é solta e a interpretação deve levar isto em consideração.

A metodologia de Froese (2004) considera que a pesca altera a estrutura de comprimento das populações de peixes, devido à extração dos maiores

es indicadores e metas como representativas

- Indicador 1: Porcentagem de peixes adultos presentes na captura. A meta para um manejo de pesca eficiente é garantir que 100% dos indivíduos abatidos sejam adultos.
- Indicador 2: Porcentagem de indivíduos com o comprimento entre $\pm 10\%$ do comprimento ótimo (L_{opt}) na captura. A meta para um manejo de pesca eficiente é garantir que 100% dos indivíduos abatidos estejam compreendidos nesse intervalo, onde comprimento ótimo é aquele em que uma coorte apresenta o rendimento máximo em peso. O comprimento ótimo será estimado baseado em equações empíricas, descritas abaixo.
- Indicador 3: Porcentagem de indivíduos com comprimento superior ao L_{opt} acrescido de 10% (considerados os mega-reprodutores). A meta depende do regime de manejo – o objetivo ideal é implementar uma estratégia que garanta 0% de mega-reprodutores abatidos. Valores entre 30 a 40% de mega-reprodutores presentes na captura refletem um estoque saudável, e menos que 20% é motivo de atenção.

Para estimar os parâmetros necessários à aplicação do método de Froese (2004), foram utilizadas as equações empíricas propostas por Froese e Binohlan (2000), baseados no comprimento máximo observado (L_{max}).

- $\log(L_{\infty}) = 0.044 + 0.9841 * \log(L_{max})$
- $\log L_{opt} = 1.0421 * \log L_{\infty} - 0.2742$
- $L_{maxc} = 1.10 * L_{opt}$

Onde:

L_{∞} = comprimento assintótico ; L_{max} = comprimento máximo observado; L_{opt} = comprimento ótimo de captura; L_{maxc} = tamanho máximo de captura.

RESULTADOS

Idade e Crescimento

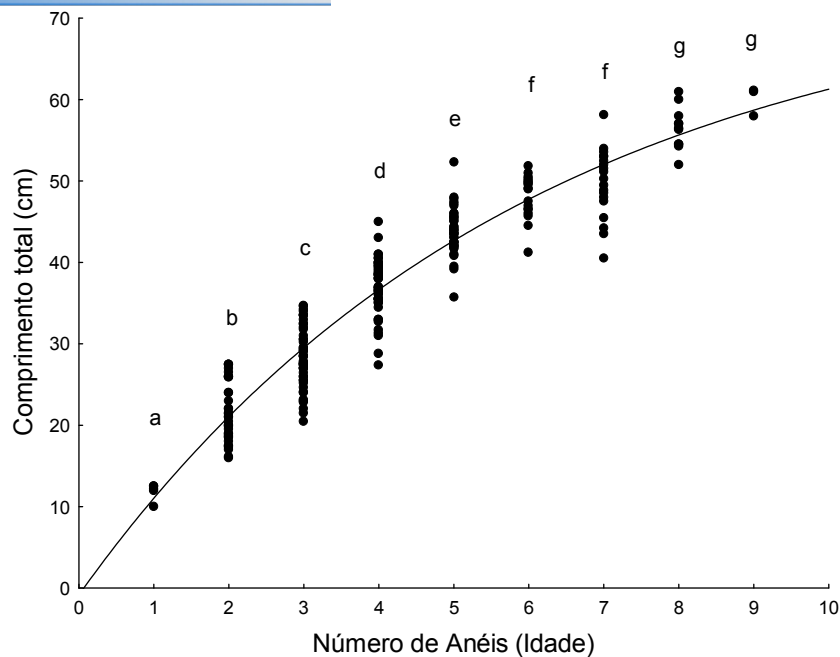
Foram capturados, para as análises biológicas, 507 tucunarés azuis em todas as campanhas, sendo que 216 foram capturados em redes, e o restante

baletes (cinco). Foi possível extrair otólitos em 85% dos indivíduos de *Cichla piquiti*. Foram feitas duas leituras nos anéis dos otólitos em 85% dos indivíduos (em 15% houve três leituras). Os parâmetros da curva foram estimados: $K = 0,15 \text{ (ano}^{-1}\text{)}$; $t_0 = 0,055$ e $L_{\infty} = 78,79 \text{ cm}$ (Figura 4a) resultando na seguinte equação ajustada: $L(t) = 78,79 * (1 - e^{(-0,15*(t-0,055))})$. A Anova e teste de Tukey mostraram que o tamanho médio da maioria das classes de idade é significativamente diferente das demais. As exceções foram as classes 6 e 7 (identificados com letra f na figura 4a) e 8 e 9 (identificados com a letra g na figura 4a), que se mostraram estatisticamente sem diferença. (Figura 4a).

Os resíduos (Figura 4b) mostram que o modelo ajustado é bom, mas ao mesmo tempo há considerável variação de tamanho individual para cada idade. Por exemplo, um peixe com 4 anéis (4 anos, e já em idade reprodutiva) pode ter entre 27 e 45cm, ou seja, uma variação de 18 cm.

As médias mensais do incremento marginal relativo tiveram variações significativas para o tucunaré azul ($F=30,019$, $p < 0,001$, $N = 202$) (Figura 5).

As maiores médias do incremento foram nos meses de maio e dezembro de 2010, período chuvoso. As médias menores foram nos meses de Agosto (2009) e setembro (2010), período de seca onde o lago começa a diminuir o nível de água (Figura 6).



b)

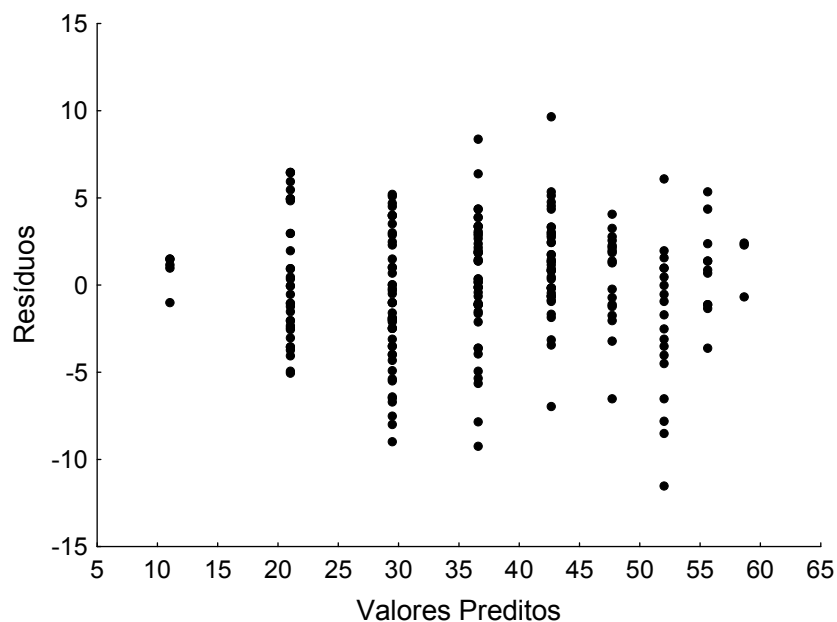


Figura 4 – a) Ajuste da curva de von Bertalanfy com dados de idade (número de anéis) para o tucunaré azul (*C. piquiti*). As letras diferentes indicam tamanhos médios diferentes entre as idades ($p < 0,001$). Letras iguais indicam tamanhos médios iguais de acordo com ANOVA e Teste de Tukey e b) Análise de resíduos de a.

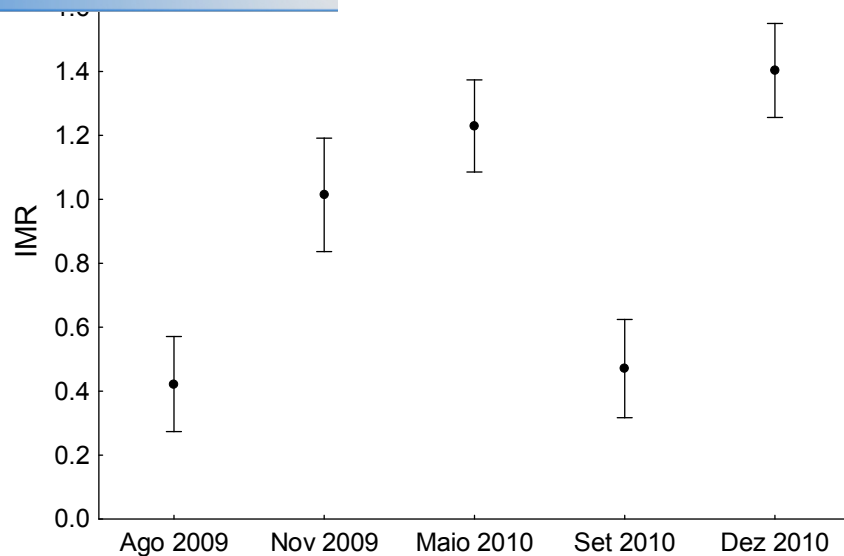


Figura 5: Média mensal e desvio padrão do incremento marginal relativo (IMR) de *Cichla piquiti* ($F=30,019$, $p< 0,001$, $N= 202$).

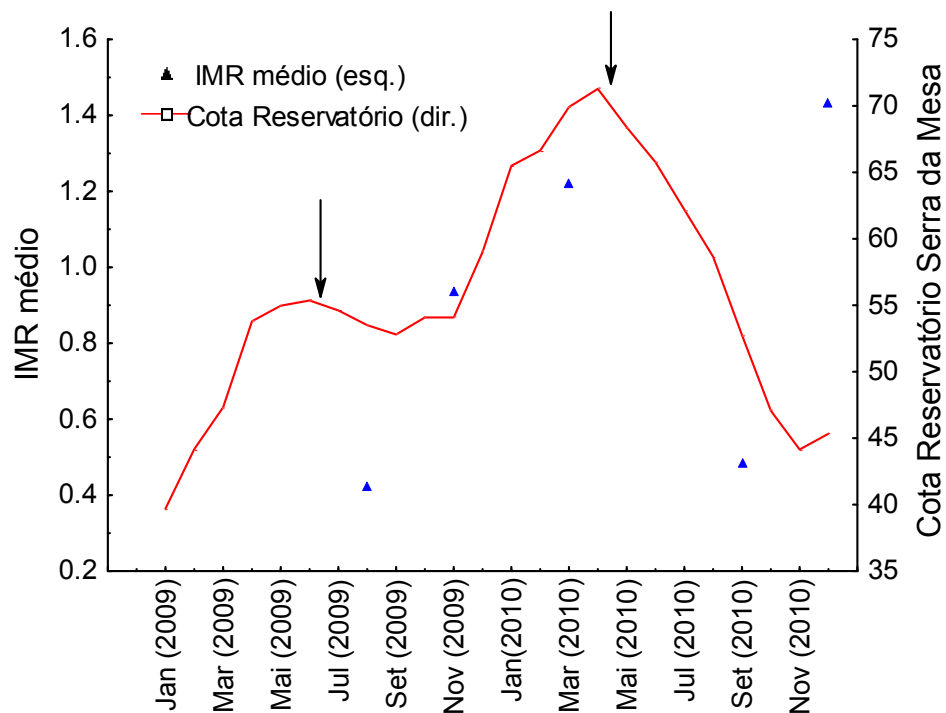
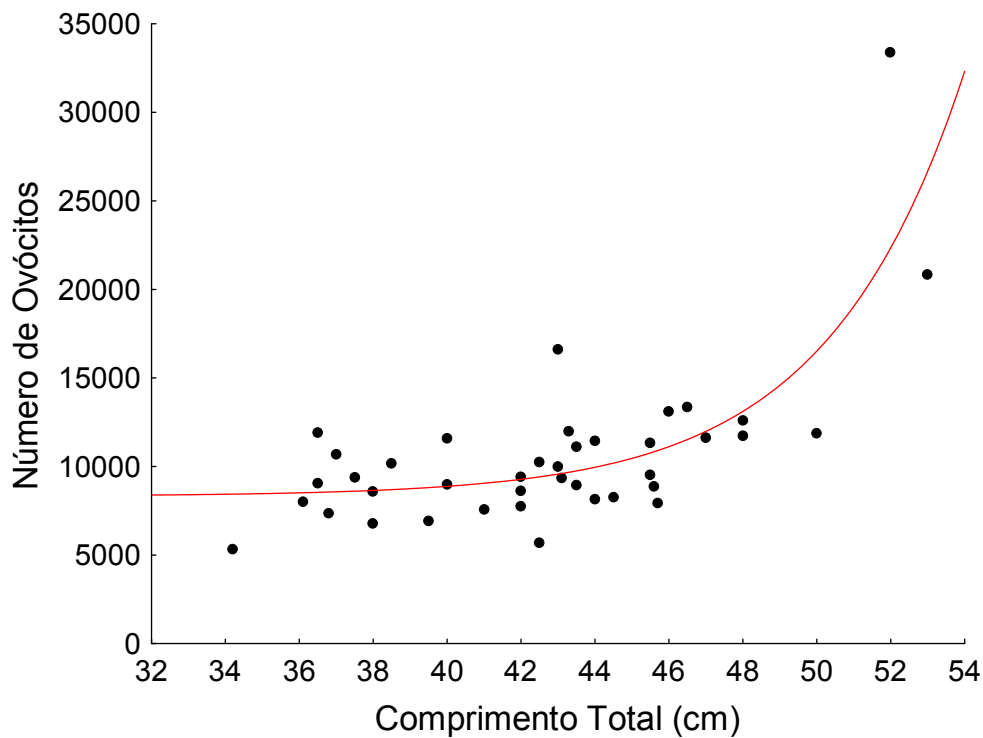


Figura 6: Valores médios nos meses coletados do incremento marginal relativo (IMR) nos otólitos de *C. piquiti* e a variação do nível (cota) do reservatório. As setas indicam o início da redução da cota, os triângulos azuis indicam a média do IMR para tucunarés azuis e a linha indica a cota mensal do reservatório.

scopicamente gônadas de 40 fêmeas. Os valores da fecundidade total variaram entre 5.304 e 33.394 ovócitos/indivíduo. As regressões entre a quantidade de ovócitos e o comprimento total e peso (Figura 7a) das fêmeas de *C. piquiti* foram significativas ($R^2 = 0,607$, $p < 0,001$, $N=40$; $R^2 = 0,735$, $p < 0,001$, $N=40$, respectivamente). No caso, o peso explicou mais da variação do número de ovos por fêmeas que comprimento do corpo. A regressão entre o comprimento dos indivíduos e comprimento dos ovócitos (Figura 7b) foi significativa, mas pouco representativa ($R^2 = 0,011$; $p < 0,05$, $N=1200$); já entre comprimento dos indivíduos e largura dos ovócitos, a regressão não foi significativa ($R^2 = 0,0002$; $p = 0,672$, $N=1200$).

Desta forma a hipótese 2 é parcialmente aceita, isto é, peixes maiores têm mais ovócitos, mas estes têm ovócitos de mesmo tamanho.



b)

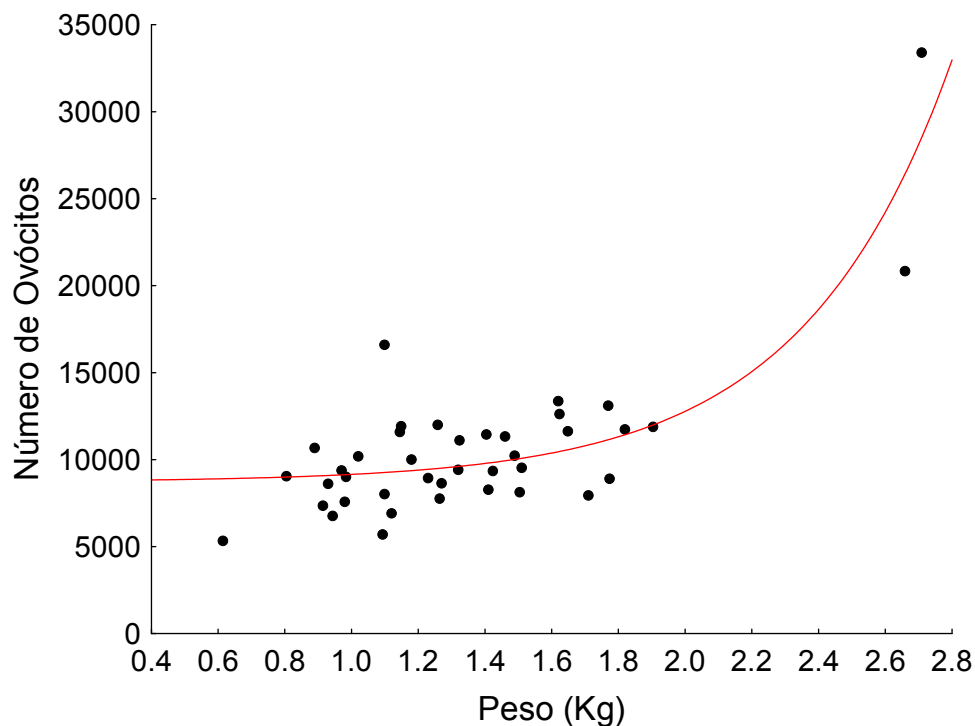
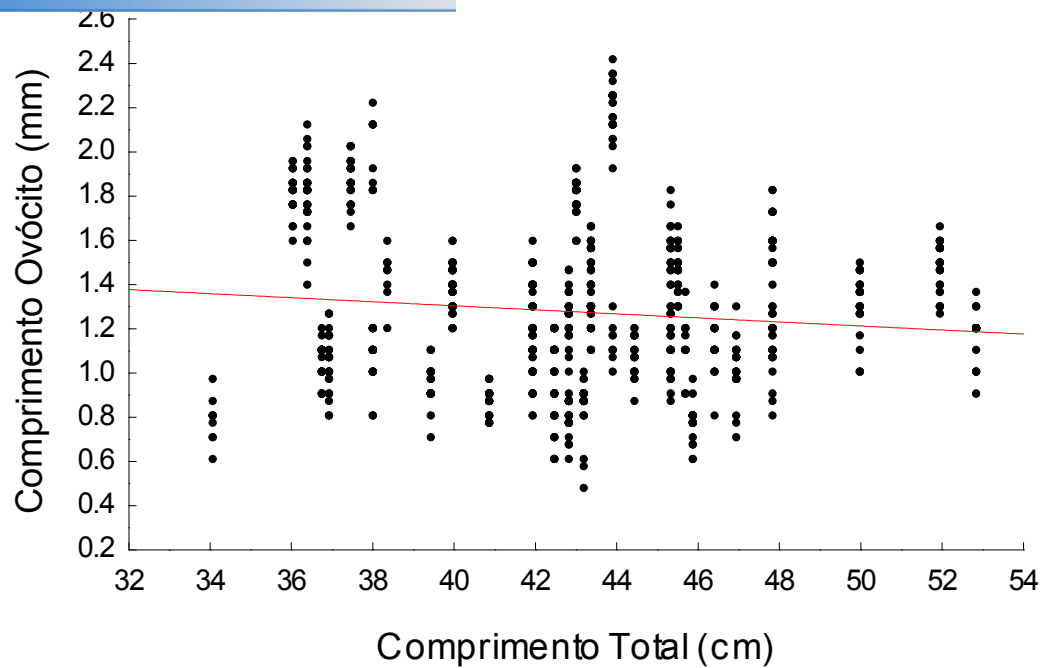
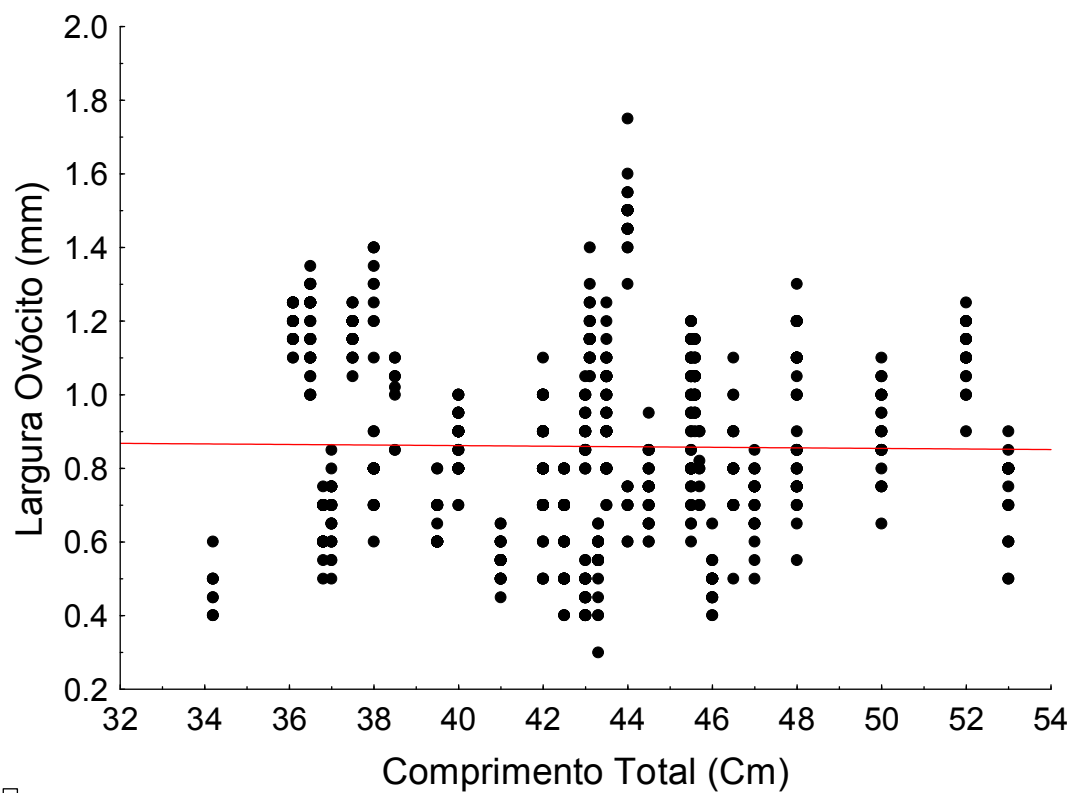


Figura 7- Relação entre (a) número de ovócitos e comprimento dos indivíduos ($R^2 = 0,607$, $p < 0,001$, $N = 40$) e entre (b) número de ovócitos e peso ($R^2 = 0,735$, $p < 0,001$, $N = 40$) para o tucunaré azul (*C. piquiti*) do Reservatório de Serra da Mesa (GO).



□
b)



□

Figura 8- Relação entre (a) comprimento de ovócitos e comprimento total e entre (b) largura de ovócitos e comprimento total de tucunaré azul (*C. piquiti*).

memoramento da pesca amadora

Na estatística pesqueira realizada foram anotados 11975 indivíduos de *Cichla piquiti* que representou 95% dos indivíduos pescados. A Tabela 1A do Anexo 1 mostra as outras espécies pescadas.

O comprimento do tucunaré azul variou de 9 a 73 cm e o comprimento médio (Figura 9) apresentou diferença significativa entre os meses avaliados ($F=35,16$; $p<0,0001$, $n=11195$). O maior comprimento médio foi observado no mês de abril de 2009. O resultado do teste a posteriori (Tukey) revela em quais meses houve diferença significativa no tamanho de peixes capturados (Tabela 2). Há claramente dois momentos: antes e depois de junho de 2009, quando houve uma redução do tamanho médio dos peixes. Apesar de haver diferenças dentro desses dois grupos, a grande maioria dos meses de um grupo foi significativamente diferente dos meses do outro, o que é confirmado pela Figura 9.

É interessante notar que não houve uma redução acentuada no número de peixes capturados entre os meses de maio e junho de 2009, como ressaltado pelos valores de CPUE_n (Figura 10) ($F=10,79$; $N=1028$ $p<0,0001$). Desta forma, houve diminuição do tamanho médio do peixe capturado sem se alterar o número de peixes capturados (não aceitação da hipótese 3).

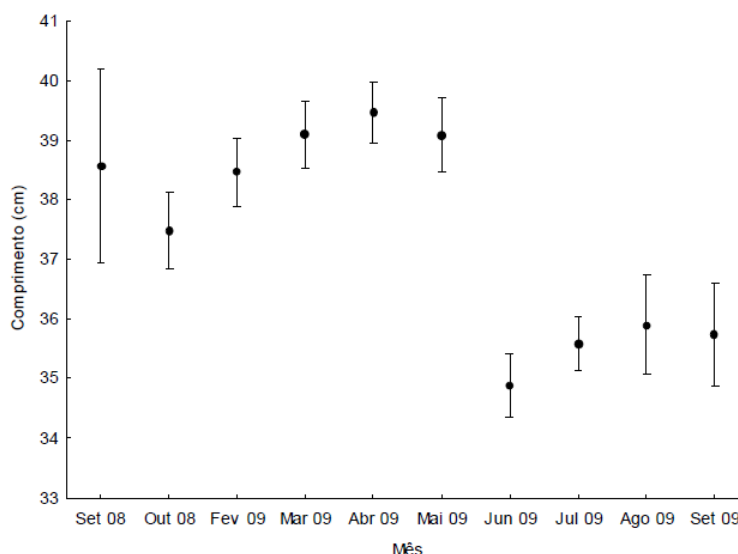


Figura 9. Comprimento médio dos indivíduos capturados por mês por turistas em Serra da Mesa GO, ($n=11975$);

e Tukey referentes ao comprimento dos tucunarés azuis capturados em cada mês ser diferente das capturas dos outros meses ($p < 0,01$)

	Set 08	Out 08	Fev 09	Março 09	Abr 09	Mai 09	Junho 09	Julho 09	Ago 09	Set 09
Set 08	1,000									
Out 08	0,967	1,000								
Fev 09	1,000	0,421	1,000							
Março 09	1,000	0,006	0,875	1,000						
Abr 09	0,990	0,000	0,250	0,994	1,000					
Mai 09	1,000	0,016	0,927	1,000	0,996	1,000				
Junho 09	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	1,000			
Julho 09	0,018	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,607	1,000		
Ago 09	0,113	0,090	0,000	0,000	0,000	0,000	0,586	1,000	1,000	
Set 09	0,075	0,045	0,000	0,000	0,000	0,000	0,820	1,000	1,000	1,000

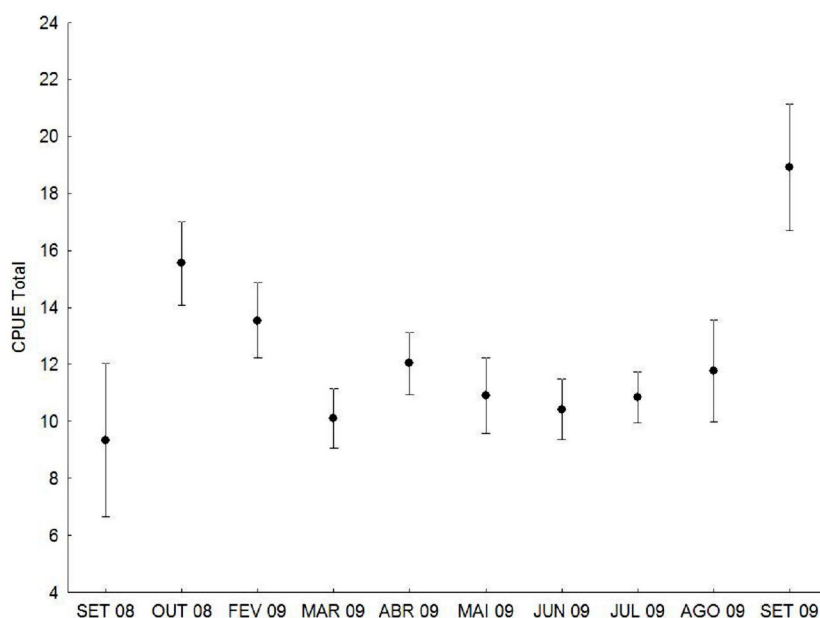


Figura 10 - Média e intervalo de confiança da CPUE total entre os meses de coleta em Serra da Mesa ($F = 10,79$; $N = 1028$ $p < 0,0001$).

pesca propostos por Froese (2004) aplicados sobre a frequência de comprimentos do tucunaré azul acumulada para todo o período de estudo estão dispostos na Figura 11. O valor de L_{opt} encontrado foi de 48,8cm e de $L_{opt} + 10\%$ de 52,9 cm.

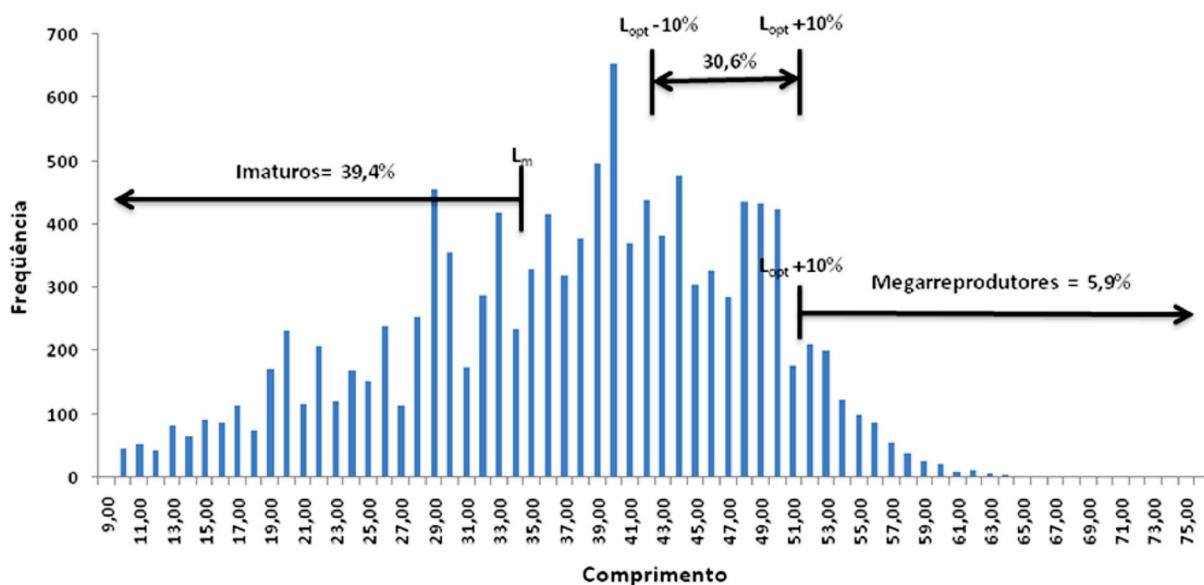


Figura 11: Indicadores de sobrepesca de Froese (2004) aplicados sobre a frequência de comprimentos do tucunaré azul (*C. piquiti*) acumulada entre set/08 e jan/10 no reservatório de Serra da Mesa, rio Tocantins, Goiás.

DISCUSSÃO

Nossos resultados refutam a maioria das hipóteses, demonstrando que peixes com mesma idade **podem ter tamanhos diferentes**, peixes com maiores comprimentos **produzem mais ovos** e o comprimento médio dos peixes capturados **diminuiu** durante o monitoramento da pesca amadora. Por outro lado, a hipótese nula de que peixes de maiores comprimentos não produzem ovos maiores **não foi refutada**.

Idade e Crescimento

Apesar de alguns autores questionarem o uso de otólitos para determinação da idade em regiões tropicais (Worthmam, 1983; Sparre e Venema, 1995), alegando que a eficácia desta metodologia não é tão precisa como nas regiões temperadas, estudos realizados na Amazônia (que possui pequena variação térmica ao longo do ano) comprovaram a existência de marcas bem definidas em diferentes tipos de estruturas (Casselman, 1983;

ma, 1995; Cutrim e Batista, 2005). Apesar da influência a formação dos anéis em tucunarés, há fortes indícios de que esta formação é anual (Jepsen *et al.* 1999).

Os resultados desse trabalho apontam para um baixo IMR (Índice Marginal Relativo) apenas nos períodos de seca, nos induzindo a pensar que houve a formação de apenas um anel por ano e dentro deste período. Entretanto, a comprovação da formação de apenas um anel por ano, deve ser feita com valores de IMR para todos os meses do ano, uma medida que não dispomos.

A grande variação de tamanho encontrada nos peixes com mesma idade é reveladora, pois pode ser consequência de uma variação genética entre indivíduos da mesma idade (Kuparinen e Merila, 2007). Como a pesca visa indivíduos maiores, ela pode aumentar a sobrevivência de peixes com menor taxa de crescimento na população, levando a evolução induzida pela pesca (Conover e Munch 2002). Por exemplo, pela legislação atual os indivíduos menores que 35 cm não podem ser abatidos. Desta forma, no grupo de peixes com quatro anos de idade, há indivíduos de comprimento variando entre 27 e 45 cm, assim além da preferência dos pescadores para pegar peixes maiores, a própria legislação privilegia a característica de crescimento mais lento, acelerando indiretamente o provável processo de evolução induzida pela pesca.

Fecundidade

A média da fecundidade total foi estimada em 10.642 ovócitos. Souza *et al.* (2008) constataram para o *C. kelberi*, introduzido no reservatório do Lobo (SP), uma fecundidade absoluta média de 6.072 ovócitos, valor que pode estar relacionado as características reprodutivas da espécie ou mesmo na redução da fecundidade em decorrência de pequenos comprimentos da população estudada por Souza *et al.* (2008), cujo maior indivíduo possuía 35,2 cm.

Os resultados que apontam que fêmeas maiores e/ou mais pesadas produzem relativamente mais ovócitos que o esperado, uma vez que esta relação está bem descrita na literatura (King, 1998; Galvani e Coleman, 1998; Lowe-McConnell, 1999). Entretanto, alguns autores encontraram uma relação

fecundidade e peso ou comprimento) (Normando e Yohai, 1984). A presença de dois pontos (Fig. 7) fez com que a relação se tornasse exponencial, o que pode ser considerado um “*leverage*” (Rousseeuw e Yohai, 1984), ou seja, poucos pontos tornam a regressão significativa e com alto poder de explicação. Porém, acreditamos que essa relação encontrada é verdadeira, dado que relações exponenciais foram encontradas para outros peixes (King, 1998; Galvani e Coleman, 1998; Lowe-McConnell, 1999), mesmo que o baixo número de peixes grandes capturados tenha comprometido a presente análise.

Por outro lado, não foi encontrada uma relação positiva do tamanho da fêmea com o tamanho dos ovócitos. A presença de variados tamanhos de ovócitos, independente do tamanho dos peixes, demonstra desenvolvimento ovocitário assincrônico, característico da desova parcelada (Vazzoler, 1996).

A pesca, ao promover a retirada de indivíduos de idades e tamanhos diferentes ocasiona mudanças nos padrões reprodutivos das espécies interferindo desta forma, na estrutura de toda comunidade (Jobling, 1996). A pressão seletiva da pesca sobre os espécimes maiores tem causado rápida evolução de reduzidos tamanhos corporais e conseqüentemente, menor fecundidade das fêmeas (Conover e Munch, 2002).

A alometria positiva das reservas e condições corporais dos peixes indica que espécimes maiores podem ter melhores contribuições reprodutivas do que peixes menores (o que foi constatado neste trabalho). Além disso, os maiores indivíduos podem ser capazes de sobreviver à reprodução sob maior variação de condições ambientais (Berkeley *et al.* 2004).

Monitoramento da pesca amadora

Os resultados desse trabalho apontaram redução temporal significativa no comprimento médio dos tucunarés capturados pelos pescadores amadores (Figura 9), sem no entanto uma redução no número de indivíduos capturados (Fig. 10). Isto permite a inferência que, neste momento, há maior pressão de pesca sobre os grandes indivíduos, ao mesmo tempo em que ocorre o recrutamento para a pesca de peixes menores (jovens). Vale salientar que os resultados observados podem ser reflexo da atuação de ambos os fatores,

Verificou-se ainda que 39,4% dos *tucunarés*-azuis capturados ainda não haviam atingido 35 cm (Fig. 11), como estabelecido por lei. Lembrando que o fato de terem aparecido na captura da pesca amadora não significa que foram todos abatidos, pois é assumido o cumprimento da norma que exige a soltura dos indivíduos menores que 35 cm, pelo menos por parte dos turistas e pescadores.

Por outro lado, o segundo indicador de Froese (2004) chamado “deixe-os crescer”, indica que 30,6% do total de *tucunarés* azuis possuíram comprimento compreendido no intervalo entre $\pm 10\%$ do comprimento ótimo. Descartando-se a parcela da captura com comprimento inferior à 35 cm, cujo abate é proibido pelo tamanho mínimo já regulamentado, obtêm-se que 50,5% da captura susceptível ao abate, de acordo com a legislação vigente, esteve compreendida no intervalo próximo ao comprimento ótimo de captura. Como a meta de manejo proposta por Froese (2004) é garantir que 100% dos indivíduos abatidos compreendam-se nesse intervalo, entende-se que novas medidas de manejo devem ser adotadas para alcançar a referida meta, diminuindo a mortalidade de peixes maiores e mais velhos.

Por fim, o terceiro indicador, chamado “deixe os mega-reprodutores viverem”, indica que apenas 5,9% (maiores que 53 centímetros, ou maiores que o comprimento do tamanho ótimo adicionado de 10% - conforme Froese, 2004) da captura de *tucunarés* azuis foi composta por indivíduos grandes. De acordo com Froese (2004) um estoque virgem apresenta entre 30 a 40% de mega-reprodutores, e parcelas menores que 20% são motivos de atenção por parte do gestor pesqueiro. Não apenas o baixo valor encontrado para a captura acumulada, mas a distribuição de tamanho truncada (Fig. 11), indicam fortemente a necessidade de uma medida de ordenamento com vistas a proteger esses peixes.

Manejo Darwiniano da pesca

Reduções de comprimento total, tamanho da primeira maturação e alterações na fecundidade da população provocadas pela atividade pesqueira têm sido detectadas em estoques pesqueiros de todo o mundo, que apontam

estão sofrendo evolução induzida pela pesca os experimentais mostraram efeitos drásticos em apenas 4 gerações de peixes anuais (Walsh *et al.* 2006). No Pantanal brasileiro, Garcia (2006) comparou dados de idade da primeira maturação coletados entre 2000 e 2005 com dados da literatura de 1980 para dourado (*Salminus brasiliensis*), piraputanga (*Brycon hilarii*) e curimatá (*Prochilodus lineatus*) e encontrou redução de até 40% no tamanho da primeira maturação em 20 a 25 anos. Adicionalmente, há estudos que indicam que a proteção dos grandes indivíduos pode ser uma boa alternativa, após simulações de pesca em diversos cenários diferentes (Santos *et al.*, 2012).

Desta maneira, é necessário que os tomadores de decisão levem em consideração os efeitos da evolução induzida pela pesca no momento de definição das regras de uso dos recursos pesqueiros (Conover, 2000; Conover e Munch, 2002, Conover *et al.* 2005, Marshall e Browman, 2007). Marshall e Browman (2007) chamaram o ordenamento pesqueiro com esta preocupação de 'pesca Darwiniana' (*Darwinian fisheries*) e a principal medida sugerida pelos autores (Law, 2007, Conover e Munch, 2002) é a proteção dos grandes peixes (maiores e mais velhos).

Normalmente, quem toma a decisão de ordenamento dos recursos pesqueiros protege jovens e pequenos peixes, visando que eles possam se reproduzir pelo menos uma vez (Law, 2007), o que é feito atualmente no reservatório aqui estudado, porém a proteção de espécimes pequenos e jovens pode levar a um truncamento das distribuições de tamanho e de idade num espaço curto de tempo (Ottersen *et al.* 2006), fato observado neste estudo. Isso faz com que o recrutamento seja muito dependente de reprodutores jovens e inexperientes, que são menos fecundos (constatado aqui) e produzem ovos e larvas de menor qualidade (Berkeley *et al.* 2004, Birkeland e Dayton 2005).

Tamanho máximo de captura no reservatório de Serra da Mesa

A hipótese 1 de que peixes de mesma idade possuem comprimento iguais foi rejeitada. A hipótese 2 de que peixes maiores não produzem mais ovos foi rejeitada, mas foi aceito a hipótese que maior comprimento não produz

que o tamanho médio não se alterou durante o período de amostragem selecionada, pois há significativa redução deste tamanho o que é um indício que essa alteração está acontecendo num curto período de tempo.

Poderíamos então fazer a pergunta: isto afeta a evolução desta espécie? Jorgensen *et al.* (2007) dizem que o mais importante é entender o quão rápido as práticas de pesca trarão mudanças evolucionárias e quais suas conseqüências, como diminuição da biomassa e conseqüentemente da produção pesqueira (Conover e Munch, 2002, Dickman e Heino, 2007 e Hutchings e Fraser, 2008). Lembrando que estudos indicam que há necessidade de se avaliar os efeitos da evolução induzida pela pesca em todo o ecossistema (Laugen *et al.* 2012) e dada a posição desta espécie na teia trófica, alterações em sua dinâmica e estrutura de idade e tamanho, podem sistematicamente alterar todas as outras espécies (Jorgensen *et al.* 2007).

Apesar de evidências de alterações em determinadas características dos peixes causadas por evolução induzida por pesca em menos de 5 anos (Walsh *et al.* 2006), normalmente estas alterações ocorrem em escalas de décadas (Stokes e Law, 2000; Law, 2007). Entretanto, há elevadas taxas de alterações nas características das espécies como tamanho da primeira maturação em até 10 cm em 7 anos (Audzijonyte *et al.*, 2013). Assim, no presente estudo, com o monitoramento de apenas um a dois anos não se esperava a redução no tamanho médio dos peixes capturados, que pode, ou não, ser reflexo da sobrepesca nos indivíduos maiores e indica o potencial de ocorrer a evolução induzida pela pesca a longo prazo.

Adicionalmente, os resultados demonstraram que os tucunarés azuis em Serra da Mesa possuem variabilidade suficiente de algumas características (i.e. fecundidade em relação ao tamanho e tamanho em relação a idade) para nos alertar sobre a possibilidade de ocorrer a evolução induzida pela pesca, caso a pesca seletiva continue retirando os peixes maiores e/ou mais velhos.

Dessa maneira, entendemos que este estudo aponta claramente que a população de Tucunarés azuis do reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa pode sofrer, em curto espaço de tempo, evolução induzida pela

...ias desastrosas, tanto para a população de economicamente, pois os pescadores sempre buscam os peixes maiores. Assim, entendemos que, além de um tamanho mínimo de 35cm a atual pesca de tucunaré azul, também deva haver a restrição do tamanho máximo permitido por captura.

Neste trabalho calculamos o tamanho máximo conforme proposto por Froese (2004) em 52,9 cm, entretanto, considerando que apenas 5,9% da população capturada é maior que 52,9 cm, entendemos que uma medida mais restritiva (tal como propomos de 50cm) em um primeiro momento, ajudaria a recuperar o estoque mais rapidamente, aumentando a proporção de peixes grandes. Adicionalmente, como não é uma medida muito utilizada no Estado (e no Brasil), um número redondo ajudaria a o entendimento dos pescadores e facilitaria o trabalho da fiscalização, o que resulta em nossa proposta de estabelecer o comprimento de 50cm como tamanho máximo de captura dos tucunarés azuis no reservatório de Serra da Mesa.

CONCLUSÃO

Foi demonstrado que peixes podem ter tamanhos diferentes, mesmo quando possuem a mesma idade (alta variabilidade). Adicionalmente, peixes com maiores comprimentos produzem mais ovos, podendo auxiliar na recuperação do estoque em caso de sobrepesca e o comprimento médio dos peixes capturados na pesca amadora diminuiu significativamente, demonstrando a preferência dos pescadores por indivíduos maiores. Estes resultados indicam que há potencial para existir a evolução induzida pela pesca na população de tucunarés azul do reservatório de Serra da Mesa, sendo necessária a implantação de medidas de ordenamento que evitem a retirada dos animais de maior porte da população, como por exemplo, o tamanho máximo de captura.

Nota:

Buscando a integração dos dados produzidos na academia com a decisões do órgãos ambientais para conservação das espécies, estes resultados foram apresentados ao IBAMA e ao Ministério da Pesca, atualmente responsáveis

no Brasil, e à Semarh, responsável pelo Estado de Goiás. A medida não foi aceita até o presente momento no âmbito federal, entretanto a SEMARH publicou legislação em **abril** de 2013 estipulando tamanho máximo de captura para várias espécies, inclusive para o Tucunaré azul em 50 cm, conforme sugerido aqui (SEMARH, 2013). Entretanto, a validade desta instrução normativa em corpos aquáticos federais (como rio Araguaia e Reservatório de Serra da Mesa) pode ser questionada juridicamente, sendo importante que esta medida seja implantada também no âmbito federal. Segue cópia anexa da legislação estipulando tamanho máximo de captura para os corpos aquáticos goianos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, S. M. 2002. *O Patrimônio Histórico Arqueológico de Serra da Mesa: A construção de uma nova paisagem*. 266p. Tese (Doutorado em Geografia)- Universidade de São Paulo (USP), São Paulo.
- Arlinghaus, R. Mehner, T. Cowx, I.G. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish. Fish.* 3, 261-316.
- Arlinghaus R., Matsumura, S. Dieckmann, U. 2009. Quantifying selection differentials caused by recreational fishing: development of modeling framework and application to reproductive investment in pike (*Esox lucius* L.). *Evol. Appl.* 2, 335-355.
- Arcifa, M.; Meschiatti, A. J. 1993. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir Lake Monte Alegre. *Interciencia* 18, 302-313.
- Audzijonyte, A., Kuparinen, A. and Fulton, E. A. 2013. How fast is fisheries-induced evolution? Quantitative analysis of modelling and empirical studies. *Evolutionary Applications*, 6: 585–595. doi: 10.1111/eva.12044
- Barbieri G.; Salles, F.A.; Cestarolli, M. A. 2001. Growth and first sexual maturation size of *Salminus maxillosus* Valenciennes, 1849 (Characiformes, Characidae), in Mogi Guaçu river, state of São Paulo, Brazil. *Acta Scientiarum* 23 (2) 453-459.

- M.J.; Dieckmann, U. 2005. Maturation of
an plaice (*Hippoglossoides platessoides*): long-
term trends in maturation reaction norms despite low fishing
mortality? *ICES J. Mar. Sci.* 62, 56-64.
- Baskett, M.L., Levin, S.A., Gaines, S.D., Dushoff, J. 2005. Marine reserve
design and the evolution of size at maturation in harvested fish. *Ecol
Appl* 15, 882–901.
- Berkeley, S.A.; Chapman, C.; Sogard, S.M. 2004. Maternal age as a
determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes
melanops*. *Ecology* 85, 1258–1264.
- Birkeland, C., Dayton, P. K. 2005. The importance in fishery management of
leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20 (7), 356-358.
- Blake, C.; Blake, E. F. 1978. The use of opercular bones in the study of age and
growth in *Labes senegalensis* from Lake Kainji, Nigéria. *J. fish, Biol*
13, 287-295.
- Campana, S. E. 1992. Measurement and interpretation of the microstructure of
fish otoliths. In: Stevenson, D. K.; Campana, S. E. (Eds.). **Otolith
microstructure examination and analysis**. *Can. Spec. Publ. Fish.
Aquat. Sci* 117, 59-71.
- Casselman, J. M. 1983. Age and growth assessment of fish from their calcified
structures – techniques and tools . In: Prince, E. D.; Pulos, L. M.
(eds.). *Proceedings of the International Workshop on Age
Determination of Oceanic Pelagic Fishes: Tunas, Billfishes, and
Sharks*.
- Conover, D.O. 2000. Darwinian fishery science. *Mar Ecol Prog Ser* 208, 303–
307
- Conover, D.O.; Munch, S.B. 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary
timescales. *Science* 297, 94–96.
- Conover D.O., Arnott S.A., Walsh M.R., Munch S.B. 2005. Darwinian fishery
science: lessons from the Atlantic silverside (*Menidia menidia*). *Can J
Fish Aquat Sci* 62, 730–737.

- . Determinação de idade e crescimento do *us marginatus*) na Amazônia Cnetral. *Acta Amazônica* 35 (1), 85-92.
- De Filippo, R.; Gomes, E. L.; Lenz – César, J.; Soares, C. B. P.; Menezes, C. F. S. 1999. As Alterações na Qualidade da Água Durante o Enchimento do Reservatório da UHE Serra da Mesa- GO. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*, Botucatu: Fapesp – Fundibio, p. 321-346.
- Dieckmann, U.; Heino, M. 2007. Probabilistic maturation reaction norms: their history, strengths, and limitations. *Marine Ecology Progress Series* 335, 253–269.
- Dunlop, E.S.; Heino, M.; Dieckmann, U. 2009a. Eco-genetic modeling of contemporary life-history evolution. *Ecol Appl* 19, 1815–1834
- Dunlop, E.S.; Enberg, K.; Jørgensen, C. Heino, M. 2009b. Toward Darwinian fisheries management. *Evol Appl* 2, 245–259.
- Dunlop E.S.; Baskett M.L.; Heino, M. Dieckmann, U. 2009c. Propensity of marine reserves to reduce the evolutionary effects of fishing in a migratory species. *Evol Appl* 2, 371–393
- Enberg, K.; Jørgensen, C.; Dunlop, E.S.; Heino, M.; Dieckmann, U. 2009. Implications of fisheries-induced evolution for stock rebuilding and recovery. *Evol Appl* 2, 394–414
- Ernande, B., Dieckmann, U., And Heino, M. 2004. Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age and size at maturation. *Proceedings of the Royal Society of London* 271, 415-423.
- Froese, R. 2004. Keep it simple: three indicators to deal with overfishing. *Aquaculture, Fisheries & Fish Science* 5 (1), 86–91.
- Gaemers, P. A. M. 1984. Taxonomic position of cichidae (Pisces, Perciformes) as demonstrated by the morphology of their otoliths. *Netherlands journal of Zoology* 34 (4), 566-595.

1998. Do parental convict cichlids of different brood number equally? *Animal Behaviour* 56, 541-546.
- Garcia, I. C. B. 2006. *Influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em populações de dourado (Salminus brasiliensis), piraputanga (Brycon hilarii) e curimatá (Prochilodus lineatus) no Rio Miranda, Mato Grosso do Sul*. Dissertação, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. 46 pp.
- Grey, D.R. 1993. Evolutionarily stable optimal harvest strategies. In: Stokes TK, McGlade JM, Law R (eds) *The exploitation of evolving resources*. Springer, Berlin., pp 176–186
- Gomiero, L. M. ; Braga, F. M. S. 2007. Descrição dos otólitos de tucunarés (*Cichla* sp. E *Cichla monolocus*) no reservatório da hidrelétrica de Volta Grande (SP-MG). *Ciência Animal Brasileira* 8 (1), 119-126.
- Heino, M. 1998. Management of evolving fish stocks. *Can J Fish Aquat Sci* 55, 1971–1982.
- Holden, M.J. e Raitt, D.F.S. 1974. *Manual of Fisheries Science Part 2 - Methods of Resource Investigation and their Application*. Food and agriculture organization of the United Nations (FAO). Rome, 255p.
- Hutchings, J. A.; Fraser, D.J. 2008. The nature of fisheries- and farming-induced evolution. *Molecular Ecology* 17, 294–313 .
- Jepsen, D. B.; Winemiller, K. O.; Taphorn, D. C.; Rodriguez Olarte D. 1999. Age structure and growth of peacock cichlids from rivers and reservoirs of Venezuela. *Journal of Fish Biology* 55, 433-450.
- Jobling, M. 1996. *Environmental biology of fishes*. 1st ed. Londres: Champman & Hall, 455p.
- Jorgensen, C.; Enberg, K.; Dunlop, E.S.; Arlinghaus, R.; Boukal, D.S.; Brander, K.; Ernande, B.; Gårdmark, A.; Johnston, F.; Matsumura, S.; Pardoe, H.; Raab, K.; Silva, A.; Vainikka, A.; Dieckmann, U.; Heino,

07. Managing Envolving fish Stocks. Science

- King, R.P. 1998. Weigth-Fecundity Relationships of Nigerian Fish Populations. *NTPAF*, 33-36.
- Kullander, S. 1988. Cichidaema – Sydamerikas Brokiga. *Fauna och flora* (4),156-167.
- Kullander, S. O.; Ferreira, E. J. G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Explorations of Freshwaters* 17 (4), 289-398.
- Kuparinen, A.; Merila, J. 2007. Detecting and managing fisheriesinduced evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 22 (12), 652-659.
- Kutschera, U.; Niklas, K.J. 2004. The modern theory of biological evolution: an expanded synthesis. *Naturwissenschaften* 91 : 255–276.
- Lai, H. L. 1987. Age determination of pacific cod *Gadus macrocephalus* using five ageing methods. *Fish. Bull.* 85, 713-723.
- Laugen, A. T., Engelhard, G. H., Whitlock, R., Arlinghaus, R., Dankel, D. J., Dunlop, E. S., Eikeset, A. M., Enberg, K., Jørgensen, C., Matsumura, S., Nusslé, S., Urbach, D., Baulier, L., Boukal, D. S., Ernande, B., Johnston, F. D., Mollet, F., Pardoe, H., Therkildsen, N. O., Uusi-Heikkilä, S., Vainikka, A., Heino, M., Rijnsdorp, A. D. and Dieckmann, U. 2012, Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries*. doi: 10.1111/faf.12007
- Law, R. 2000. Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science* 57, 659–668.
- Law R. 2007. Fisheries induced evolution: present status and, future directions. *Mar Ecol Prog Ser* 335, 271–277.
- Law R., Grey, D.R. 1989. Evolution of yields from populations with age-specific cropping. *Evolutionary Ecology* 3, 343–359.

- ner, T. 2006. *Rev. Fish. Sci.* 14, 305.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999, *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. Translation of A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho & P. Cunnighan, São Paulo. Ed. da Universidade de São Paulo. Original title: Ecological studies in tropical fish communities, 535p.
- Magalhães, A. L. B.; Sato, Y.; Rizzo, E.; Ferreira, R. M. A.; Bazzoli, N, 1996. Ciclo reprodutivo do tucunaré *Cichla ocellaris* (Schneider, 1801) na represa de Três Marias, MG. *Arq. Bras. Med. Vet. Zoot.* 48, 85–92.
- Marshall, C.T.; Browman, H.I.. 2007. Disentangling the causes of maturation trends in exploited fish populations. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 335: 249–251.
- Matsumura, S.; Arlinghaus, R.; Dieckmann, U. 2011. Assessing evolutionary consequences of size-selective recreational fishing on multiple life-history traits, with an application to northern pike (*Esox lucius*). *Evol Ecol.* 25, 711–735.
- Normando, F.T.; Arantes, F.P.; Luz, R.K.; Thomé, R.G.; Rizzo, E.; Sato, Y.; Bazzoli, N. 2009. Reproduction and fecundity of tucunaré, *Cichla kelberi* (Perciformes: Cichlidae), an exotic species in Três Marias Reservoir, Southeastern Brazil. *J. Appl. Ichthyol.* 25, 299–305.
- Novaes, J. L. C.; Carmaschi, E. P.; Winemiller, K. O., 2004: Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 16, 41–49.
- Okamoto, K.W.; Whitlock, R.; Magnan, P.; Dieckmann, U. 2009 Mitigating fisheries-induced evolution in lacustrine brook charr (*Salvelinus fontinalis*) in southern Quebec, Canada. *Evol Appl* 2, 415–437
- Ottersen, G.; Hjermann, D.Ø.; Stenseth, N.C. 2006. Changes in spawning stock structure strengthens the link between climate and recruitment in a heavily fished cod stock. *Fish Oceanogr* 15, 230–243

- ussen, J.E.; Koppelman, J.B.; Suski, C.D.; Selection for vulnerability to angling in largemouth bass. *Trans Am Fish Soc* 138, 189–199.
- Ratner, S.; Lande, R. 2001. Demographic And Evolutionary Responses To Selective Harvesting In Populations With Discrete Generations. *Ecology* 82(11), 3093–3104.
- Redpath, T.D.; Cooke, S.J.; Arlinghaus, R.; Wahl, D.H.; Philipp, D.P. 2009. Life-history traits and energetic status in relation to vulnerability to angling in an experimentally selected teleost fish. *Evol Appl* 2, 312–323.
- Rousseeuw, P. e Yohai, V. 1984. Robust regression by means of s-estimators. In: *Robust and Nonlinear Time Series Analysis*. (EDS.) Franke, J. Hardle, W. Martin, D. Lecture Notes in Statistics (26). Springer-Verlag New York 256-272.
- Samapao, A. M. B. M; Kubitza, F. ; Cyrino, J. E. P. 2000. relação energia : proteína na nutrição do tucunaré. *Scientia Agrícola* 57 (2), 213.219.
- Santos, G. B.; Barbieri, G. 1995. Idade e crescimento do “piauí gordura”, *Leporinus piau* (Fouler, 1941), na represa de Três Marias (estado de Minas Gerais) (Peixes, Ostariophysi Anostomidae). *Ver. Brasil. Biol* 53 (4) 649-658.
- Santos, G.M.; Oliveira Jr., A. B. 1999. A Pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). *Acta Amazônica* 29, 147-163.
- Santos, L.N.; Gonzalez, A.F.; Araújo, F.G. 2001. Dieta do tucunaré - amarelo *Cichla monoculus* (Bloch & Schneider) (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório de Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 18, 191-204.
- Santos, R.V.R.; Martins, S.G.F.; Pompeu, P.S. 2012. An individual-based model for evolutionary effects of selective fishing applied to *Pseudoplatystoma corruscans*. *Physica A* 391, 5112–5120.

- ..., E. H. 1992. Otolith removal and preparation for histological examination. In: Stevenson, D. K; Campana, S. E. (Eds). Otolith microstructure examination and analysis. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic. Sci.* 117, 19-57.
- Souza, J. E.; Fragoso-Mouro, E. N.; Fenerich-Verani, N.; Rocha, O.; Verani, J. R. 2008. Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 6 (2) 201-210.
- Sparre, P.; Venema, S.C. 1997. *Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais Parte 1 ñ Manual*. Roma, FAO Documento Técnico sobre as Pescas. 306 (1) 404p.
- Stokes, T.K.; Law, R. 2000. Fishing as an evolutionary force. *Marine Ecology-Progress Series* 208, 307–309.
- Stokes, T.K.; McGlade, J.M.; Law, R. 1993. *The Exploitation of Evolving Resources*. Springer-Verlag, Berlin.
- Swallow, J.G.; Carter, P.A.; Theodore Garland-Jr, T. 1998. Artificial Selection for Increased Wheel-Running Behavior in House Mice. *Behavior Genetics* 28 (3), 228- 237.
- Thériault, V.; Dunlop, E.S.; Dieckmann, U.; Bernatchez, L.; Dodson. J.J. 2008. The impact of fishing-induced mortality on the evolution of alternative life-history tactics in brook charr. *Evol Appl* 1, 409–423.
- Trippel E. A. 1995. Estimation of stock reproductive potential: history and challenges for canadian Atlantic gadoid stock assessments. *J Northwest Atl Fish Sci* 25, 61–81.
- Uusi-Heikkilä, S.; Wolter, C.; Klefoth, T. Arlinghaus, R. 2008. A behavioral perspective of fishing-induced evolution. *Trends Ecol Evol* 23, 419–42.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM, SBI, São Paulo. 169 p.
- Villacorta-Correa, M. A. 1997. Estudo de idade e crescimento do tambaqui *Colossoma macropomum* (Characidae) no Amazonas Central, pela

sazonais nas estruturas mineralizadas e otólitos. *Tese de Doutorado*. INPA/FUA,

Manaus, Amazonas, 217p.

Walsh, M. R.; Munch, S. B.; Chiba, S.; Conover, D.O. 2006. Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. *Ecology Letters* 9, 142–148.

Williams, E.H.; Shertzer, K.W. 2005. Effects of fishing on growth traits: a simulation analysis. *Fish Bull* 103, 392–403

Winemiller, K. O. 2001. Ecology of peacock cichlids (*Cichla spp.*) in Venezuela. *J. Aquaric. Aquat. Scien.* 9, 93-112.

Worthmann, H.D. 1983. A comparative study of the growth of the post larval and juvenile Pescadas *Plagioscion squamosissimus* (Heckel) and *Plagioscion monti* (Soares) in a white water lake of the Central Amazon. *Amazoniana* 7 (4), 465-77. 1983.

Tabela 1A: Captura da pesca amadora no reservatório de Serra da Mesa entre set/08 a jan/09 por grupos taxonômicos.

Família	Nome científico	Nome comum	Freq. Absoluta	Freq. Relativa
Anostomidae	<i>Schizodon</i> sp. ou <i>Leporinus</i> sp.	Piau	8	0,06
Characidae	<i>Brycon</i> sp.	Matrinxã	21	0,17
	<i>Metynis</i> sp.	Pacu	4	0,03
	<i>Piaractus brachypomus</i>	Caranha	17	0,13
	<i>Serrassalmus</i> sp.	Piranha	143	1,14
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré amarelo	123	0,98
	<i>Cichla piquiti</i>	Tucunaré azul	11975	95,08
	<i>Crenichicla</i> sp.	Jacundá	164	1,30
Ctenoluciidae	<i>Boulangerella cuvieri</i>	Bicuda	22	0,17
Cynodontidae	<i>Raphiodon vulpinus</i>	Cachorra	3	0,02
Eritrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	22	0,17
Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	92	0,73

Um dos objetivos iniciais deste trabalho era estudar a influência do tucunaré na teia trófica do reservatório de Serra da Mesa através da construção de um modelo de biomassa e fluxo de energia utilizando o programa de computador ECOPATH (Christensen e Pauly, 1992). Entretanto, uma das variáveis mais importantes para a construção desse modelo é a biomassa/área de cada compartimento (entre eles, as espécies de peixes). Infelizmente, não conseguimos estimar com segurança os dados de biomassa, devido a dificuldade de coletar esses dados. Essa abordagem é interessante, pois podemos simular os efeitos da pesca em todo ecossistema, e não somente na espécie específica (Angelini e Gomes, 2008).

Entretanto, o presente trabalho traz importantes conclusões, entre elas:

- 1- Peixes com mesma dieta, podem possuir características semelhantes, mesmo não sendo próximos taxonomicamente, especialmente os piscívoros, detritívoros e herbívoros.
- 2- Normalmente não há concordância entre os grupos de zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes, que também não são fortemente influenciados pelas variáveis ambientais e distância entre os pontos (exceto peixes). Desta maneira, estes resultados demonstram que fica comprometido a utilização de poucos grupos no monitoramento de impactos ambientais em grandes empreendimentos, especialmente reservatórios; e
- 3- Detectamos evidências que há maior pressão de pesca nos grandes indivíduos de tucunaré azul (*Cichla piquiti*) e que esta pressão pode levar a evolução induzida de pesca, sendo necessário implantar medidas para evitar alterações em atributos da história natural dessa espécie no reservatório de Serra da mesa. Dentre estas medidas, foi sugerido a implantação do tamanho máximo de captura.

e durante a elaboração deste trabalho, nós conhecimento científico com os órgão ambientais (nacional e estadual). Como resultado, a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) foi convencida a publicar Instrução Normativa onde estabelece pela primeira vez no estado de Goiás o tamanho máximo de captura (Instrução Normativa anexa). Ainda em 2010, numa reunião no MPA (Ministério da Pesca e Aquicultura) nossa argumentação foi ouvida, elogiada, mas ainda, a autoridade política gostaria de mais evidências para tomar uma decisão como esta (implantação de tamanho máximo).

Esperamos que agora, este trabalho possa ajudar a legislação federal, mas já adiantamos que as pousadas e seus guias, já começaram a tentar convencer seus clientes (os pescadores esportivos), a liberarem os tucunarés maiores que 50 cm, na tentativa de se manter os estoques. Para nossa satisfação os pescadores têm se mostrado muito conscientes sobre este aspecto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Angelini, R.; Gomes, L.C. (Ed.) 2008. *O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados*. EDUEM, Maringá, PR. 173.

Christensen, V.. Pauly, D. 1992. Ecopath II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61, 169-185.

**SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS-SEMARH
INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 0002/2013
"Dispõe sobre a cota zero de transporte para pesca no Estado de Goiás"**

O SECRETÁRIO DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS, no uso de suas atribuições legais, nos termos do art. 40 da Constituição Estadual; CONSIDERANDO o disposto na Lei Estadual nº 13.025, de 13 de janeiro de 1997, que dispõe sobre a pesca, aquicultura e proteção da fauna aquática; alterada pela Lei Estadual 15.894, de 12 de dezembro de 2008 e pela Lei 17.885, de 22 de fevereiro de 2013; CONSIDERANDO a necessidade de dar clareza ao artigo 5º, da Lei Estadual 13.025/1997, e normalizar a cota zero de transporte para as práticas de pesca amadora, pesca esportiva e pesca subaquática, nos corpos d'água sob jurisdição do Estado de Goiás; CONSIDERANDO a necessidade permanente de se promover uma estabilização da população da fauna aquática nos rios e lagos do Estado de Goiás, em virtude da constante depredação a que esta vem sendo submetida, em especial em épocas de reprodução; CONSIDERANDO o dever do poder público de garantir a preservação e o equilíbrio dos recursos genéticos da ictiofauna no Estado, CONSIDERANDO as disposições previstas no art. 4º, inciso VI da Lei Federal 6.938/81, aliada às prerrogativas outorgadas pelo Lei nº 11.559/2009, que versa sobre a garantia do ordenamento pesqueiro nas diversas regiões nacionais; CONSIDERANDO as discussões dos técnicos elencados pelo Grupo de Trabalho, intitulado "Grupo de Trabalho da Pesca e Aquicultura", instituído pela Portaria SEMARH 094/2011; CONSIDERANDO as referências bibliográficas: "Fonseca, R. (2004); "Fonseca, R. & Binohlan, C. (2000); "Castello, L. (2013)-Tese de doutorado", "Miguel, G.B. (2012)-Dissertação de Mestrado, e os dados técnicos elencados por Tavares, D.O. (com.pess.); Nunes, J.B. (com.pess.); Castello, C. (com.pess.); Borges, K.A. (com. Pess.). CONSIDERANDO o que consta do Processo SEMARH nº 4873/2013, que trata do estabelecimento da cota zero para transporte de pescado, oriundos de corpos d'água naturais, no estado de Goiás; RESOLVE: CAPÍTULO I DAS DEFINIÇÕES E OBJETO Art. 1º - Para efeito desta Instrução Normativa, considera-se: I - bacia hidrográfica do rio: o rio propriamente dito, seus formadores, afluentes, lagos, lagoas marginais, reservatórios de água, ilhas, lagoas, marginais; as áreas de alagados, alagadiços, lagoas, banhados, canais ou poços que recebem águas dos rios ou de outras lagoas em caráter permanente ou temporário; II - pesca: toda operação, ação ou ato tendente a captar, colher, apressar, apreender ou capturar recursos pesqueiros; III - pesca científica: a atividade unicamente com fins científicos e de pesquisas, exclusivamente por instituições e pessoas físicas qualificadas para tal fim; IV - pesca amadora: aquela praticada unicamente por lazer, podendo ser exercida de forma embarcada ou desembarcada, através de linha de mão, vara simples, canço, molinete ou carretilha e similares, iscas naturais ou artificiais; V - pesca esportiva: aquela praticada com fins de lazer e esporte, distinguindo-se da amadora, pelo sistema "pesca e solta", podendo também ser exercida na forma embarcada ou desembarcada, ficando estabelecida a cota zero para efeito de transporte do peixe capturado, permitindo, apenas, o consumo do pescador, no local de realização da pesca; VII - pesca subaquática: aquela exercida subaquaticamente, através de espingarda de mergulho, vedada a utilização de aparelhos de respiração artificial; §1º A pesca subaquática será exercida por membros de associações que se dediquem a este esporte, registrados, na forma da lei; VIII - pesca artesanal: aquela praticada com fins de subsistência, tendo o pescado a finalidade de consumo doméstico ou escambo sem fins de lucro, sendo exercida exclusivamente pelos pescadores ribeirinhos, de forma embarcada ou desembarcada, através de linha de mão, vara simples, canço, molinete ou carretilha, utilizando iscas naturais ou artificiais; IX - pesca de pesca ornamental: aquela praticada com fins de coleta comercialização de espécies de interesse ornamental, praticada por pescadores ribeirinhos, por meio de equipamentos específicos autorizados, conforme legislação específica. §1º - defeso: a paralisação temporária da pesca para a preservação da espécie, tendo como motivação a reprodução e/ou recrutamento, bem como paralisações causadas por fenômenos naturais ou acidentais; XI - cova: estratégia de atração do peixe pela disposição contínua de alimento em um determinado local de pesca; XII - espécie exótica ou alóctone: espécie ou táxon, e/ou híbrido interspecífico introduzido fora de sua área de distribuição natural, passada ou presente, incluindo indivíduos em qualquer fase de desenvolvimento ou parte destes que possam levar à reprodução; XIII - consumo local: o consumo do pescado a ser realizado no local da captura do mesmo, ou seja, no barco, acampamento, rancho, barranco, barco hotel, não sendo permitido o transporte do pescado via náutica; Art. 2º - Ficar pelo período de 3 anos, a partir da publicação desta instrução normativa, a cota zero para transporte de pescado no Estado de Goiás, em todas as bacias hidrográficas, nas seguintes modalidades: I - pesca esportiva; II - pesca amadora; III - pesca subaquática. §1º Para o efeito desta instrução normativa, fica permitido a captura e consumo local de pescado, nas modalidades do caput deste artigo, limitado a quantidade máxima de captura e estocagem de 5 kg (cinco quilogramas) por pescador, por licença de pesca, no local de realização da pesca (no barco, acampamento, rancho, barranco, barco hotel). Deverá ser respeitado, nos casos de captura e abate, os tamanhos estabelecidos nos Anexos 1 e 2. §2º Exceto-se do previsto no parágrafo anterior, as espécies protegidas, constantes no Anexo 3, sendo proibida a captura das mesmas. §3º Para efeito de manuseio na fiscalização, o pescado deverá estar inteiro, devendo seus exemplares ser munidos com cabeça, escamas, couro e em local de fácil acesso. §4º Para efeito do previsto no caput deste artigo, a Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - SEMARH, caso se faça necessário, poderá estender o prazo de vigência da cota zero para transporte no estado de Goiás. §5º O prazo estipulado no caput desta instrução normativa foi estabelecido baseando-se no regime de inundação das bacias dos rios goianos, na ocorrência de períodos de cheia, nos ciclos de reprodução das espécies de maior interesse na prática da pesca e na dinâmica populacional de algumas dessas espécies. Art. 3º - Para efeito de fiscalização, cada pescador deverá portar e apresentar um documento de identidade e a Licença para Pesca, nas modalidades estabelecidas no Art.2º, com comprovação do recolhimento da taxa correspondente. §1º Estando isentos do pagamento de taxa de Licença de Pesca, sendo obrigatória a retirada da licença, nas modalidades previstas no Art. 2º: I - aposentados; II - maiores de 65 anos (homens) e 60 anos (mulheres); III - indígenas; IV - quilombolas; e V - os menores de 18 anos; §2º Para todas as categorias constantes nos incisos I, II, III, IV e V, será necessária apresentação de

documento para comprovação de enquadramento em uma das categorias. §3º Para os menores de 18 anos, enquadrados na categoria prevista no inciso V, quando os mesmos cometerem algum tipo de ação lesiva ao meio ambiente, os legítimos responsáveis ficarão sujeitos a sanções legais previstas em legislação específica. §4º Para os menores de 18 anos, terem direito à cota de captura e consumo local, deverão recolher a taxa de Licença de Pesca. Art. 4º - Permitir a prática da pesca esportiva em todas as bacias hidrográficas no âmbito estadual. Parágrafo único - Excetuam-se desta permissão os locais ou períodos proibidos em legislação específica. Art. 5º - Fica permitida a captura e o transporte de espécies exóticas, alóctones e híbridos constantes no Anexo 4. §1º Para as espécies constantes no Anexo 4 desta instrução normativa, fica permitido o consumo local e o transporte de pescado, limitado a quantidade máxima de captura e transporte de 10 kg (dez quilogramas), por Licença de Pesca. §2º Para os menores de 18 anos, terem direito à cota de captura e transporte de pescado alóctone, exótico e híbrido, deverão recolher a taxa de Licença de Pesca, e fazer retirada da licença de pesca. §3º O produto da pesca realizada na forma estabelecida no caput deste artigo não poderá ser comercializado ou industrializado. Art. 6º - Ficam sujeitos às normas preestabelecidas nesta Instrução Normativa as entidades de Pesca, como Clubes, Associações, Ligas, Federações, ou qualquer outra forma de organização de pescadores amadores, esportivos e/ou subaquáticos. Parágrafo único. As competições de pesca realizadas por entidades pesca, no caput deste artigo, somente poderão ser organizadas por pessoas jurídicas. CAPÍTULO II DOS FETECOS DE PESCA Art. 7º Os fetecos de pesca permitidos, nas modalidades de pesca estabelecidas no Art.2º são: I - linha de mão; II - canço simples; III - canço com molinete ou carretilha; IV - espingarda de mergulho; §1º Fica permitido o uso de equipamentos de suporte ao pescador para controle do peixe, tais como bicheiro, pupa, alcatres e similares, desde que não sejam utilizados para pescar. §2º É vedado o uso de aparelhos de respiração artificial pelo pescador durante a pesca. §3º As embarcações que apoiem a pesca ou competições de pesca não poderão portar qualquer tipo de aparelho de ar comprimido ou outros que permitam a respiração artificial subaquática, exceto quando exigido pela autoridade marítima. §4º É vedado, em qualquer modalidade de pesca, o uso de artificiais para reatmo de canchucas, tais como canchucas, rações, queras ou outros meios que venham interromper o ciclo natural da subida dos peixes, estando o infrator incurso nas sanções em legislação específica. §5º Fica proibida a soltura de organismos geneticamente modificados, híbridos, alóctones ou espécies exóticas em ambientes aquáticos naturais no estado de Goiás. §6º A utilização de espécies exóticas na bacia hidrográfica de realização da pesca com iscas vivas é considerado ato de sultura. CAPÍTULO III DO PERÍODO DE DEFESO Art. 8º - Ficar, anualmente, o período de 1º de novembro a 25 de fevereiro, como período de defeso, nas bacias hidrográficas dos rios Araguaia/Tocantins, Paranaíba e São Francisco. Art. 9º - Proibir a pesca, em todas as bacias hidrográficas no Estado de Goiás, durante o período de defeso, nas seguintes modalidades: I - pesca esportiva; II - pesca amadora; III - pesca subaquática; IV - pesca ornamental; e V - pesca artesanal. §1º No caso da modalidade de Pesca Artesanal, no inciso V, durante este período será permitida apenas a pesca de subsistência, tendo o pescado a finalidade exclusiva de consumo doméstico, não sendo permitido o escambo do pescado. §2º Para a modalidade de pesca artesanal, além do estabelecimento no parágrafo anterior, serão seguidas normas gerais, estabelecidas em legislação específica. §3º No caso da modalidade de Pesca Esportiva, prevista no inciso I, durante este período será permitida única e exclusivamente, a prática de pesca e solta, sem consumo local e sem transporte. Art. 10 - No período de defeso fica proibida a realização de competições de pesca tais como torneios, campeonatos e gincanas. CAPÍTULO IV DAS DISPOSIÇÕES FINAIS Art. 11 - Ficam excluídas das proibições previstas nesta Instrução Normativa: I - a pesca de caráter científico, previamente autorizada pelo órgão ambiental competente, no âmbito do estado; II - a despesa, o transporte, a comercialização, o beneficiamento e a industrialização e o armazenamento do pescado das espécies provenientes de aquicultura devidamente autorizadas e/ou licenciadas pelo órgão ambiental competente, com a comprovação de origem. Art. 12 - O trânsito, de todo e qualquer tipo, de pescado oriundo de corpos d'água dentro do Estado de Goiás e de outros Estados deve estar devidamente acompanhado de documentação que comprove sua origem. Art. 13 - Em caso do descumprimento das normas estabelecidas nesta instrução normativa, ficam os infratores sujeitos às sanções previstas na Lei Estadual 13.025/1997, de 13 de janeiro de 1997, e no Decreto Federal nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Art. 14 - Os prazos de validade das licenças de pesca previstas no artigo 15, da Lei Estadual 13.025/1997, passam a vigor com validade de um ano, sendo necessário o recolhimento da taxa de licença, anualmente, em qualquer modalidade de pesca. Parágrafo único. Para as atividades de aquicultura, transporte e comercialização de pescado, a validade dos registros, autorizações e licenças estão estabelecidas em legislação específica. Art. 15 - Ficam revogadas, em sua totalidade, a Portaria AGMA nº 03/2003, a Portaria SEMARH 14/2008, a Portaria SEMAG 059/1997, e a Portaria SEMARH nº 062/1998. Art. 16 - Esta Instrução Normativa entra em vigor na data de sua publicação. D-SE CÊNCIA, CUM-PR-SE E PUBLIQUE-SE GABINETE DO SECRETÁRIO DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS, em Goiânia, aos 03 dias do mês de abril do ano de 2013.

Leonardo Moura Vilela
Secretário

**ANEXO 1 - Tamanhos mínimos e máximos permitidos de captura e consumo local
Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins**

Nome popular	Nome científico	Tamanho	Mínimo	Máximo
Apipá, escama	<i>Pelona castelneana</i>	40 cm	55 cm	
Ananã	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	50 cm	65 cm	
Barbado	<i>Piaractus piramitu</i>	50 cm	65 cm	
Bico-de-pato	<i>Sorubim lima</i>	30 cm	35 cm	
Bicuda	<i>Bufo gerrardi</i>	40 cm	55 cm	
Cachorra-larga	<i>Hydrolycus armatus</i>	40 cm	55 cm	
Cachorra-facão	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	35 cm	50 cm	

Cachorra, Sorubim-cachorra	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	60 cm	80 cm
Corvina, Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	30 cm	40 cm
Mandubá, Palmito, Boca-Larga	<i>Pimelodus blochi</i>	15 cm	20 cm
Mandubá, Palmito, Boca-Larga	<i>Ageneiosus inermis</i>	30 cm	35 cm
Matrinchã	<i>Brycon gouldingi</i>	30 cm	35 cm
Piau-cabeça-gorda	<i>Leporinus latifasciatus</i>	25 cm	35 cm
Piau-flamengo	<i>Leporinus affinis</i>	20 cm	25 cm
Piau-três-pintas	<i>Leporinus friderici</i>	25 cm	30 cm
Piau-vera	<i>Schizodon vittatus</i>	25 cm	30 cm
Pacu	<i>Mylossoma spp., Mylossoma spp., Mylossoma spp.</i>	15 cm	20 cm
Pirapitinga, Pacu-caranha, Caranha	<i>Piaractus brachipomus</i>	40 cm	55 cm
Tabarana, Tubarana	<i>Salminus hilarii</i>	30 cm	40 cm
Taita	<i>Hoplias aff. matabaricus</i>	30 cm	35 cm
Tucunaré-pilanga	<i>Cichla kelberi</i>	30 cm	40 cm
Tucunaré-azul	<i>Cichla plauti</i>	30 cm	50 cm

**ANEXO 2 - Tamanhos mínimos e máximos permitidos de captura e consumo local
Bacia Hidrográfica do Paranaíba**

Nome popular	Nome científico	Tamanho	Mínimo	Máximo
Barbado	<i>Piaractus piramitu</i>	50 cm	65 cm	
Cachorra-facão	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	35 cm	50 cm	
Corvina, Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	30 cm	40 cm	
Mandubá-chorão	<i>Pimelodus aff. maculatus</i>	20 cm	25 cm	
Pacu	<i>Mylossoma spp.</i>	15 cm	20 cm	
Pacu-caranha	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	35 cm	45 cm	
Pirapeta	<i>Leporinus elongatus</i>	35 cm	45 cm	
Pirapeta	<i>Leporinus macrocephalus</i>	35 cm	45 cm	
Piau-flamengo	<i>Leporinus octofasciatus</i>	20 cm	25 cm	
Piau-três-pintas	<i>Leporinus friderici</i>	25 cm	30 cm	
Piau-vera	<i>Schizodon bonelli</i>	25 cm	30 cm	
Tabarana, Tubarana	<i>Salminus hilarii</i>	30 cm	40 cm	
Taita	<i>Hoplias aff. matabaricus</i>	30 cm	35 cm	

**ANEXO 3-Espécies Proibidas de captura e transporte
Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins**

Nome popular	Nome científico
Bergadá	<i>Sorubimichthys pilagasicus</i>
Jatú	<i>Zungaro zungaro</i>
Junco	<i>Hemiodon platyrhynchus</i>
Mandi-mocó	<i>Pimelodina flavipinna</i>
Piranambú, Sorubim-de-canal	<i>Platyplatichthys notatus</i>
Pirapitinga-do-sul	<i>Brycon nattereri</i>
Praíba, Filhote, Piratinga	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>
Pirarara	<i>Piracanthopoma hemipogonius</i>
Piranucu, Piracoca	<i>Anapoma gigas</i>
Rubinho	<i>Aquarichthys loatiensis</i>

Bacia Hidrográfica do Paranaíba

Nome popular	Nome científico
Bagre-sapo, Pacamã	<i>Pseudopimelodus mangurus</i>
Jatú	<i>Zungaro jahu</i>
Junco	<i>Hemiodon platyrhynchus</i>
Piranambú	<i>Brycon obliquus</i>
Pirapitinga-do-sul	<i>Brycon nattereri</i>
Piraputanga	<i>Brycon nana</i>
Pintado, Surubim-pintado	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i>
Dourado	<i>Salminus brasiliensis</i>

**ANEXO 4-Espécies Permitidas de captura e transporte (10 kg por licença)
Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins**

Nome popular	Nome científico
Tilápia do Congo	<i>Pseudotilapia moensis</i>
Tilápia do Nilo	<i>Oreochromis niloticus</i>
Bagre africano	<i>Clinas spp.</i>
Porquinho	<i>Geophagus surinamensis e G. proximus</i>
Híbrido de Tilápia	<i>Tilapia St. Peters</i>
Carpa comum	<i>Cyprinus carpio</i>
Carpa cabeça grande	<i>Aristichthys nobilis</i>
Tambiqui	<i>Colossoma macropomum</i>

Figura 1 A - Cópia da Instrução Normativa 02 de 10 de abril de 2013, publicada no diário oficial do estado de Goiás.



Leonardo Moura Vilela
Secretário

**ANEXO 1 - Tamanhos mínimos e máximos permitidos de captura
e consumo local
Bacia Hidrográfica Araguaia-Tocantins**

Nome popular	Nome-científico	Tamanho	
		Mínimo	Máximo
Apapá, Dourada-de-escama	<i>Pellona castelnaena</i>	40 cm	55 cm
Aruaná	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	50 cm	65 cm
Barbado	<i>Pirirampus pirinampu</i>	50 cm	65 cm
Bico-de-pato	<i>Sorubim lima</i>	30 cm	35 cm
Bicuda	<i>Buolengerella cuvieri</i>	40 cm	55 cm
Cachorra-larga	<i>Hydrolycus armatus</i>	40 cm	55 cm
Cachorra-facão	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	35 cm	50 cm

B)

Cachara, Sorubim-cachara	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	60 cm	80 cm
Corvina, Pescada	<i>Plagioscion squamosissimus</i> ; <i>Pachyurus schomburgkii</i>	30 cm	40 cm
Mandi-prata	<i>Pimelodus blochii</i>	15 cm	20 cm
Mandubé, Palmito, Boca-Larga	<i>Ageneiosus inermis</i>	30 cm	35 cm
Matrinchã	<i>Brycon gouldingi</i>	30 cm	35 cm
Piau-cabeça-gorda	<i>Leporinus trifasciatus</i>	25 cm	35 cm
Piau-flamengo	<i>Leporinus affinis</i>	20 cm	25 cm
Piau-três-pintas	<i>Leporinus iridescens</i>	25 cm	30 cm
Piau-vara	<i>Schizodon vittatus</i>	25 cm	30 cm
Pacu	<i>Myiurus spp.</i> , <i>Mylossoma spp.</i> , <i>Myloplus spp.</i>	15 cm	20 cm
Pirapitinga, Pacu-caranha, Caranha	<i>Piaractus brachipomus</i>	40 cm	55 cm
Tabarana, Tubarana	<i>Salminus hilarii</i>	30 cm	40 cm
Traira	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	30 cm	35 cm
Tucunaré-pitanga	<i>Cichla kelberi</i>	30 cm	40 cm
Tucunaré-azul	<i>Cichla piquiti</i>	30 cm	50 cm

Figura 2 A – Recortes do anexo 1 da Instrução Normativa 02 de abril de 2010
A- Início do anexo 1; B- continuação do anexo 1.