



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**ALTERAÇÃO AMBIENTAL INFLUENCIA O TAMANHO CORPORAL DE
PEIXES: O EFEITO DA AGRICULTURA NOS RIACHOS DO PAMPA**

CRISLA MACIEL POTT

Porto Alegre, fevereiro de 2018

Alteração ambiental influencia o tamanho corporal de peixes: o efeito da agricultura nos riachos do Pampa

Crisla Maciel Pott

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Gertum
Becker

Comissão Examinadora
Profa. Dra. Sandra Maria Hartz
Prof. Dr. Adriano Sanches Melo
Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

Porto Alegre, fevereiro de 2018

*“Estamos agora onde duas estradas divergem...
A estrada que há muito viajamos é enganosamente fácil,
Uma super estrada
Sobre a qual progredimos com grande velocidade,
Mas no final disso é um desastre.*

*A outra bifurcação da estrada
- a menos explorada-
Oferece nossa última, nossa única chance
De alcançar um destino que assegure a preservação da terra.”*

Rachel Carson

AGRADECIMENTOS

A Deus. À CAPES pela concessão da bolsa. Ao PPG Ecologia. A todos que me motivaram a ser maior. Aos meus pais pelo apoio e paciência incondicionais. À minha “família”, os Jeske e principalmente a Adriana. Ao meu orientador Fernando G. Becker pela atenção, confiança, paciência e pelas palavras de motivação sempre que precisei. Aos meus professores e amigos da graduação Carina e Maycon por acreditarem e me convencerem de que eu seria capaz de chegar até este momento. Ao meu amigo Rafael por ser presente mesmo distante. Ao pessoal do Laboratório de Ecologia de Paisagem e ao Renato Dalacorte pela parceria. Ao pessoal que me ajudou na missão 7 mil peixes medidos. Cris e a Lara que ficaram semanas/meses comigo na coleção, e a galera do Laboratório de Ictiologia, principalmente a Juliana Wingert. A Paula Flores por ser motivadora, gentil e paciente comigo.

Mudanças, universidade nova, cidade nova, casa nova, pessoas “novas”. Acredito que estes fatores tornam a adaptação em um programa de pós-graduação muito mais difícil, afinal todos precisamos de pessoas com quem conversar, rir e chorar. Felizmente encontrei essas pessoas aqui, com quem pude dividir estes momentos e torná-los mais leves, chorar de rir, fazer “indiadas”, aprender culinárias novas e tentar ser uma pessoa melhor a cada dia. Agradeço a todas as meninas e amigas que passaram pelo Biolar, por todo o aprendizado extra-acadêmico, principalmente à Ana, Rô, Dirle, Mari, Iara, Luthi e Fer Ottonelli. As minhas amigonas do LECOPAI: Gi, Taís e Cris pelos conselhos, puxões de orelha, risadas, dispersões, pomodoros, bolos e tudo mais. A Gi por ser a maior ecóloga que eu tive a honra de conhecer e um grande exemplo para mim. Aos Brothers do LEFF, Gabriel e Lucas. A Lala pela disposição em me ajudar no tal capítulo de revisão. Ao pessoal do PPG Bio Animal, muito em especial à Karol Giliolli, e ao Murilo. A todos xs outrxs amigxs do PPG-Ecologia. Enfim, agradeço a Luiza, por todos os momentos felizes, e a quem tenho um apreço que não cabe em palavras.

RESUMO

O tamanho corporal é uma importante característica, de indivíduos até comunidades e diz respeito ao crescimento, reprodução, mortalidade e alimentação. Pode ser utilizado para avaliar alterações no funcionamento e estrutura dos ecossistemas. Este trabalho é dividido em dois capítulos. No primeiro, fizemos uma revisão bibliográfica para investigar quais fatores de alteração ambiental afetam o tamanho corporal de peixes. Utilizamos uma metodologia semelhante a uma revisão sistemática. Identificamos oito fatores antrópicos de alteração ambiental que influenciam o tamanho corporal de peixes, no entanto os resultados da revisão não apontaram um padrão de resposta do tamanho corporal e poucos artigos selecionados na revisão utilizaram mais de uma métrica para medir o tamanho e este fato pode ser fundamental para um melhor entendimento dos efeitos decorrentes das alterações ambientais. No segundo, avaliamos como a variação do tamanho corporal em grupos tróficos em um sítio responde às alterações resultantes da agricultura quantificadas em quatro escalas (local, riparia até 1km a montante, riparia toda montante e em sub-bacia). No segundo capítulo investigamos como o tamanho corporal entre grupos tróficos de peixes responde as alterações decorrentes da agricultura em 4 escalas de paisagem em 52 riachos do Pampa. Os resultados sugerem que a variação no tamanho corporal depende da medida de distribuição de tamanhos utilizada, do grupo trófico e da escala onde a perturbação é avaliada. A maioria dos grupos tróficos apresentou uma relação negativa com a escala local, geralmente com a redução do tamanho corporal médio ou com uma maior representação de tamanhos pequenos (left skewed). Enquanto em escalas riparia ou de bacia, tamanhos intermediários prevaleceram e tamanhos grandes e pequenos foram desfavorecidos (valores de curtose positivos). Nós ressaltamos a importância de se considerar as características tróficas das espécies para avaliações de alterações ambientais, uma vez que os artigos selecionados na revisão poucas vezes discutiam questões a respeito do efeito das alterações na estrutura trófica das assembléias de peixes. Além disso, a avaliação das escalas de agricultura reforça a importância da conservação da vegetação riparia. O uso de diferentes medidas de distribuição é importante para entender os efeitos da agricultura no tamanho corporal, uma vez que curtose, skewness e coeficiente de variação podem variar sem haver uma mudança no tamanho corporal médio dos peixes.

PALAVRAS-CHAVE:

grupos tróficos, perturbação antrópica, estrutura de tamanho, ripário, métricas de tamanho

ABSTRACT

Body size is an important feature from individuals to communities and it concerns to growth, reproducing, mortality and diet. Body size can be used to evaluate variation on the ecosystem structure. This study was divided in two chapters. In the first, we performed a literature review to investigate which factors of environmental variations affect body size of fishes. We identified eight anthropic factors of environmental disturbance that influence fishes body size, however the results did not show any pattern related to body size variation and few selected papers used more than one size metric what could be fundamental to better understanding the effects caused by environmental changes. In the second chapter, we evaluated how the body size variation in trophic groups responds to agriculture in four landscape scales in 52 streams of the Pampas. The results suggested that body size variation depends on distributional size measures, on trophic group and on scale. Most of the trophic groups have negative relationship with to local scale, usually with mean body size reduction or with higher concentration of small sizes (left skewed), while in the riparian and basin scales fishes with mean values prevailed, and fishes with bigger and smaller sizes had disadvantage (positive values of kurtosis). We highlight the importance of considering trophic features of species to evaluate environmental changes, once previously selected papers rarely discussed the effect of changes on trophic structure of fish communities. Besides, evaluation of agriculture scales reinforce the importance of conservation of riparian vegetation. The use of different distributional measures is important to understand the effects of agriculture on body size, once kurtosis, skewness and coefficient of variation could variate without having changes on mean body size of fishes.

KEY-WORDS:

trophic groups, anthropic disturbance, size structure, riparian, size metrics

Sumário

RESUMO.....	5
PALAVRAS-CHAVE:.....	5
ABSTRACT.....	6
KEY-WORDS:.....	6
INTRODUÇÃO GERAL.....	-
CAPÍTULO 1: FATORES AMBIENTAIS QUE AFETAM O TAMANHO CORPORAL DE PEIXES: UMA REVISÃO.....	10
INTRODUÇÃO.....	10
MATERIAL E MÉTODOS.....	12
Estratégia de busca por literatura.....	12
Seleção dos artigos e Extração de dados.....	12
Critérios de Seleção.....	12
Classificação de dados.....	14
Extração de Dados da Plataforma FishBase.....	14
RESULTADOS.....	14
Pesquisa de literatura e fatores.....	14
Resposta do tamanho corporal aos fatores avaliados.....	15
Resposta do tamanho corporal entre níveis de organização biológica.....	16
Resposta do tamanho corporal entre categorias tróficas.....	16
Revisão e FishBase.....	17
DISCUSSÃO.....	19
CONCLUSÃO.....	21
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21

CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DA AGRICULTURA NO TAMANHO CORPORAL DE PEIXES ENTRE GRUPOS TRÓFICOS EM RIACHOS DO PAMPA*	27
INTRODUÇÃO.....	7
MATERIAL E MÉTODOS.....	29
Dados Biológicos e Ambientais.....	30
Mensuração de peixes.....	32
Análises Estatísticas.....	32
<i>Dados de peixes</i>	32
<i>Modelos Lineares Generalizados</i>	33
RESULTADOS.....	34
Métricas de tamanho corporal e agricultura.....	38
Escala espacial e métricas de tamanho corporal.....	39
Respostas de tamanho corporal e os grupos tróficos.....	41
DISCUSSÃO.....	41
Respostas das métricas de tamanho corporal a agricultura.....	41
Respostas em escala espacial e métricas de tamanho corporal.....	43
Intensidade das respostas de tamanho corporal e grupos tróficos.....	44
Implicações ecológicas.....	45
CONCLUSÃO.....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	59

INTRODUÇÃO GERAL

Tamanho corporal é um atributo muito estudado e pode refletir as alterações antrópicas causadas ao meio ambiente. Em peixes um padrão reconhecido é que o tamanho do corpo diminui com o aumento da pressão causada pela pesca em rios e oceanos. No entanto, como o tamanho corporal estaria respondendo à outras alterações antrópicas? Para responder esta questão, primeiramente, afim de se integrar do assunto, foi realizada uma revisão bibliográfica, identificando quais fatores antrópicos (exceto a pesca que já tem um padrão conhecido) afetam o tamanho corporal, como eles afetam (reduzindo ou aumentando o tamanho) e se o número de trabalhos encontrados estaria refletindo a realidade da assembléia de peixes mundialmente conhecida. Foram identificados 8 fatores antrópicos que afetam a variação do tamanho corporal, no entanto esse resultado corresponde a um número pequeno de artigos que tem como tema principal o tamanho e provavelmente por este motivo, não foi identificado um padrão absoluto de resposta. Afim de encontrar uma resposta mais refinada em comparação a esses trabalhos identificados, o segundo artigo avalia a variação do tamanho corporal em diferentes escalas de intensidade agrícola em 52 riachos no Pampa. Neste, foi utilizada uma abordagem diferente, considerando o tamanho corporal dos grupos tróficos, ao invés das espécies, como resposta às alterações em quatro escalas de quantificação de impacto por agricultura (local, ripária para 1km a montante, ripária toda montante e sub-bacia) e diferentes métricas para avaliar a variação no tamanho (média, coeficiente de variação, curtose e *skew*). Foi identificado que a variação no tamanho corporal dos grupos tróficos é dependente da escala e da métrica da distribuição de tamanho utilizada, com a maioria dos grupos tróficos apresentando uma resposta de redução do tamanho em escala local.

CAPÍTULO 1: FATORES AMBIENTAIS QUE AFETAM O TAMANHO CORPORAL DE PEIXES: UMA REVISÃO

INTRODUÇÃO

O tamanho corporal dos organismos é um atributo fundamental para o entendimento da estrutura e dinâmica dos ecossistemas (Hildrew et al. 2007). Está relacionado à reprodução, crescimento, teias alimentares e outras características ecológicas em muitas escalas de organização (Hildrew et al., 2007; Woodward et al., 2005). Sua variação pode indicar alterações na taxa de crescimento de indivíduos jovens (Fraker et al., 2002), na sobrevivência de adultos (Jeffries et al., 2008), na maturação reprodutiva (Vinyoles et al., 2010), e na taxa de predação ou disponibilidade de recursos para os organismos (Bruce et al., 2010), podendo assim, indicar como os ecossistemas nos quais os organismos vivem são afetados pela ação humana. Um caso bem estabelecido do uso deste atributo como indicador é o da pesca intensiva em oceanos, onde há um padrão de redução do tamanho corporal de peixes de interesse econômico em locais com maior pressão pela pesca comercial (Anderson et al., 2008; Olden et al., 2007; Reddy et al., 2013). O tamanho corporal pode ser utilizado para indicar outros efeitos decorrentes da ação humana, como os ocasionados pela mudança do uso da terra.

A intensa mudança no uso da terra para suprir as necessidades humanas, tem causado consequências prejudiciais para outras formas de vida (Foley et al., 2005). A expansão da agricultura está relacionada à perda de biodiversidade, ao aumento de erosão do solo, poluição de corpos d'água por agrotóxicos e acumulação de fósforo (Bennett et al., 2001; Matson et al., 1997). A urbanização altera de forma negativa os corpos d'água, principalmente quando não existe tratamento de esgoto e de rejeitos das fábricas (Bennett et al., 2001; Foley et al., 2005; Karr, 1998). Agricultura e urbanização são fatores principais que originam outras alterações ambientais em cascata. Por exemplo, a liberação de esgoto em corpos d'água e os fertilizantes utilizados nas lavouras são relacionados com fenômenos de eutrofização (Bennett et al., 2001; Burrell et al., 2014), já os rejeitos de fábricas e defensivos agrícolas liberam metais pesados e outros elementos tóxicos na água (FAO, 2017).

Nas últimas décadas pesquisas com organismos aquáticos têm sido realizadas a fim de investigar como alterações ambientais oriundas da expansão da agricultura e da urbanização

afetam a biodiversidade aquática (Argillier et al., 2013; Benejam et al., 2016; Lammert and Allan, 1999). O tamanho corporal é um dos atributos utilizados para compor estas investigações sendo utilizado também nos índices de integridade biótica (Karr, 1981). Em estudos que investigaram a relação entre o efeito da agricultura ou urbanização e tamanho corporal de peixes, autores como Brucet et al. (2013) observaram que o tamanho corporal e a eutrofização de lagos têm uma relação positiva. Em contrapartida, Maloney et al. (2006) observaram uma relação negativa entre porcentagem de solo exposto na bacia e tamanho corporal. Tais estudos indicam que diferentes impactos podem atuar de diferentes formas quando relacionado ao tamanho corporal.

Existe uma forte relação entre tamanho corporal e posição na cadeia trófica (Romanuk et al., 2010). Assim, a razão pela qual o tamanho corporal de peixes responde de forma diferente às alterações ambientais pode estar relacionado a como estas estão afetando todo o ecossistema. Por exemplo, quando uma variação na produtividade primária tem efeito no tamanho corporal de zooplâncton, ela também age sobre a densidade dos peixes que são predadores (Brucet et al., 2010) e isso pode refletir no tamanho corporal das categorias tróficas mais altas (Lockfield et al., 2013). Assim, alterações ambientais semelhantes, podem ter efeitos diferentes para herbívoros (Alberto et al., 2005) e carnívoros (Elliott et al., 1996). Compreendendo estes fatos, observar alterações na dinâmica trófica pode ser uma boa maneira de entender as variações de tamanho.

As respostas divergentes do tamanho corporal de peixes poderiam ser um empecilho para sua utilização como indicador de impacto ambiental em ambientes aquáticos. Mesmo a pesquisa que sugere o uso de tamanho corporal para esta finalidade (Murphy et al., 2013) teve seus resultados diferentes do esperado. A resposta do tamanho corporal pode estar relacionada ao tipo de impacto avaliado. A agricultura pode desencadear a liberação de agrotóxicos (poluentes não orgânicos) ou de altos níveis de matéria orgânica (Foley et al., 2005; Matson et al., 1997) gerando consequências em todo o ecossistema aquático. Desta forma o conhecimento prévio da principal alteração que atua no local avaliado poderia ter relação com um padrão esperado para o tamanho corporal.

Assim, o objetivo deste estudo foi identificar se existe um padrão geral de como o tamanho corporal de peixes responde aos diferentes tipos de alteração ambiental, principalmente em relação à agricultura. Para isso foi realizada uma revisão da literatura e foram avaliados (i) os fatores de origem antrópica que influenciam o tamanho corporal de

peixes e como esses fatores o influenciam, (ii) se há convergência para um padrão de resposta do tamanho corporal entre categorias tróficas das espécies avaliadas, (iii) comparar os dados da plataforma *FishBase* com os identificados na revisão afim de verificar a representatividade dos estudos de variação do tamanho corporal relacionado a alterações ambientais, e (iv) identificar como está representada na literatura o tamanho corporal no que se refere ao efeito da agricultura.

MATERIAL E MÉTODOS

Estratégia de busca por literatura

Foram utilizadas duas bases de gerenciamento bibliográfico para realizar a revisão, Scopus e a Principal Collection of Web of Science. A busca não teve restrição de idiomas e incluiu artigos publicados desde 1945 até outubro de 2016. As palavras chaves utilizadas foram inseridas no campo "título-resumo-palavra-chave". Três conjuntos de palavras-chave foram utilizados na pesquisa de literatura. O primeiro conjunto foi referente a variável resposta da pergunta de pesquisa e suas variações na literatura ("*body size*" OR "*body length*" OR "*fish size*" OR "*fish length*" OR "*total length*" OR "*standard length*" OR "*size diversity*" OR "*size spectrum*" OR "*size dependent*" OR "*size related*" OR "*size range*"). Este primeiro foi cruzado com conjunto referente ao organismo de estudo ("*fish*") e com o conjunto referente à intervenção que são os impactos ambientais ("*environmental impact*" OR "*pollution*" OR "*land use*" OR "*land cover*" OR "*agriculture*" OR "*environmental effect*" OR "*monitoring*" OR "*ecological indicator*" OR "*environmental indicator*" OR "*disturbance*"), ambos utilizando o operador booleano AND. Os dados resultantes da primeira etapa de busca foram cruzados e as duplicatas excluídas.

Seleção dos artigos e Extração de dados

Crítérios de Seleção

Foram aplicados dois filtros para identificação dos artigos relevantes. Primeiramente, foram avaliados apenas títulos e resumos. O critério de inclusão foi de artigos em que a variável resposta fosse o tamanho corporal. Posteriormente, foi avaliado o artigo completo. Em cada filtro foram aplicados critérios de inclusão e exclusão de trabalhos (Fig. 1). No

segundo filtro o critério de inclusão foi de artigos em que o tamanho corporal respondesse a algum tipo de alteração ambiental de origem antrópica. Para este o critério de exclusão foi para artigos realizados com experimentação em laboratório, pesca, bioacumulação e variação latitudinal de temperatura. A partir dos artigos selecionados, os dados foram extraídos e classificados.

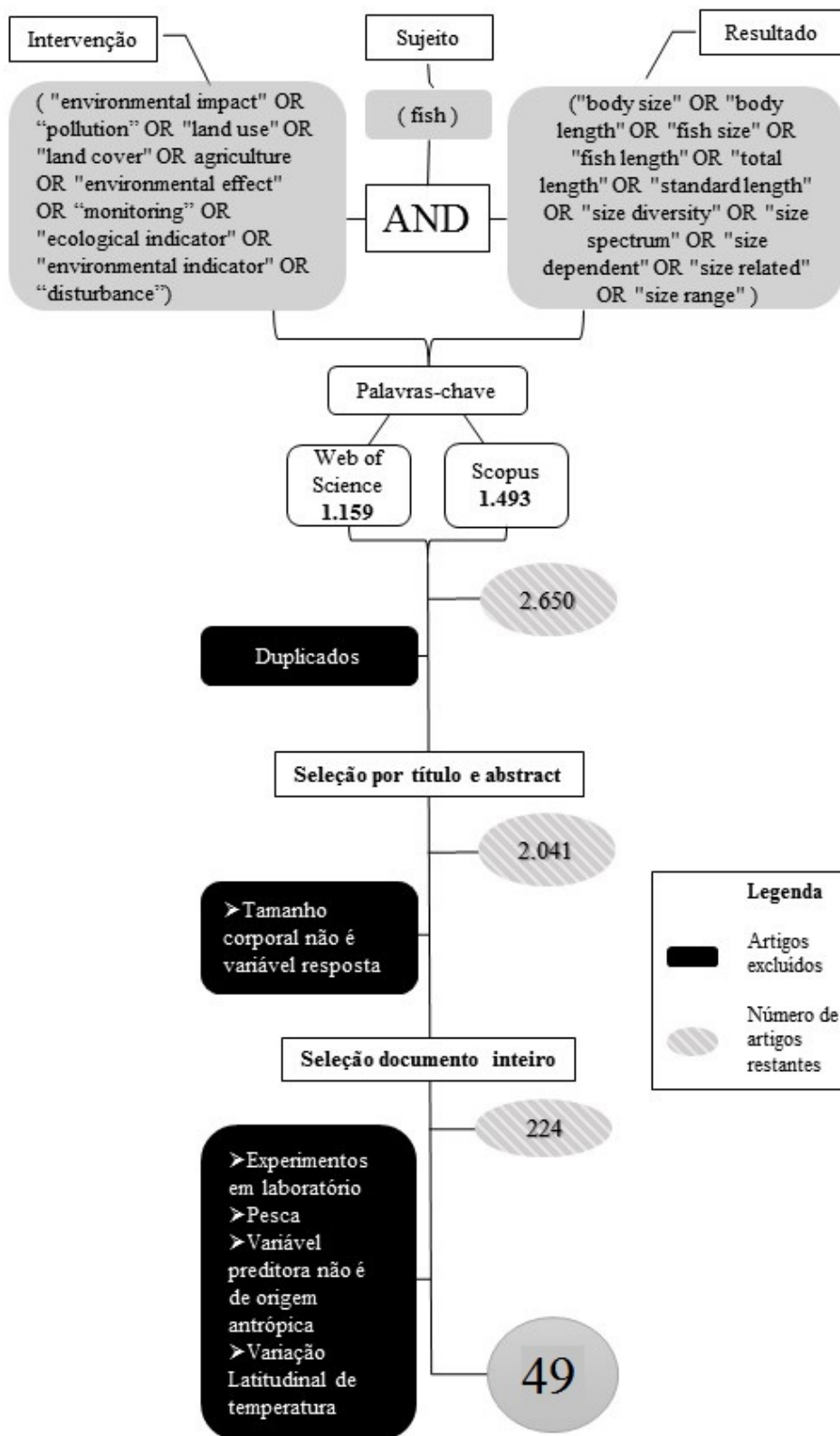


Figura 1: Diagrama conceitual da revisão, com distinção de palavras-chave, filtros e critérios de exclusão.

Classificação de dados

Dos 2.041 estudos encontrados na busca de palavras-chave na literatura, apenas 53 atenderam os critérios de seleção preestabelecidos, sendo que destes, quatro são trabalhos de revisão, que não foram incluídos nos critérios de classificação, restando, portanto, 49 artigos. O fator classificado como “Não Especificado” reúne trabalhos nos quais nenhum fator causador do efeito avaliado foi citado.

A identificação dos fatores ocorreu de duas formas. Na primeira foi identificado o “fator causal inferido”, que se refere a variável que dá origem aos fatores que são avaliados nos artigos e tem influência indireta na resposta do tamanho corporal. A segunda, nomeada como “fator causal avaliado”, são as alterações avaliadas diretamente no artigo e que têm influência direta no tamanho corporal.

Os artigos foram caracterizados em função de sete atributos: (i) nível de organização ecológica (intraespecífica, interespecífica, comunidade); (ii) clima na qual a pesquisa foi realizada; (iii) como a variável resposta foi avaliada (tamanho total, comprimento padrão, etc); (iv) tipo de alteração ambiental avaliado; (v) descrição do padrão observado para a variável resposta (tamanho aumenta, diminui ou não difere em relação a ambientes pouco ou não alterados); (vi) tamanho mínimo e máximo das espécies ou grupo de espécies estudadas em cada artigo; (vii) classificação para nível trófico (carnívoro, onívoro, invertívoro, herbívoro) das espécies identificadas nos artigos que tratavam das organizações ecológicas intraespecífica e interespecífica; esta parte foi realizada com auxílio de literatura científica nos casos de não ser citado no artigo.

Extração de Dados da Plataforma FishBase

Foram extraídos dados de tamanho mínimo, máximo e categoria trófica da plataforma *FishBase* para todas as espécies com dados disponíveis. Após, foram comparados com os resultados dos dados extraídos da revisão, para isso foi utilizado o software R (versão 3.3.3) e o pacote *rFishBase* (Boettiger et al. 2017).

RESULTADOS

Pesquisa de literatura e fatores

Foram identificados cinco fatores principais que são inferidos como causadores dos fatores avaliados nos artigos. Um dos fatores classificado como “outros” reúne cinco tipos de impacto que não se encaixaram nas outras quatro categorias (barramentos, mineração, eutrofização, uso de agrotóxico em reserva ambiental, contaminação por efluente nuclear e uso da terra sem influência urbana ou agrícola). A respeito dos fatores avaliados nos artigos foram identificados nove tipos (Fig. 2). A maioria dos trabalhos analisados foram realizados em clima temperado (25 artigos) ou tropical (17 artigos) e em sistemas de água doce (41 artigos). O tamanho dos peixes avaliados nos artigos variou entre 10 mm e 1500 mm, e 14 métodos de mensuração do tamanho foram identificados.

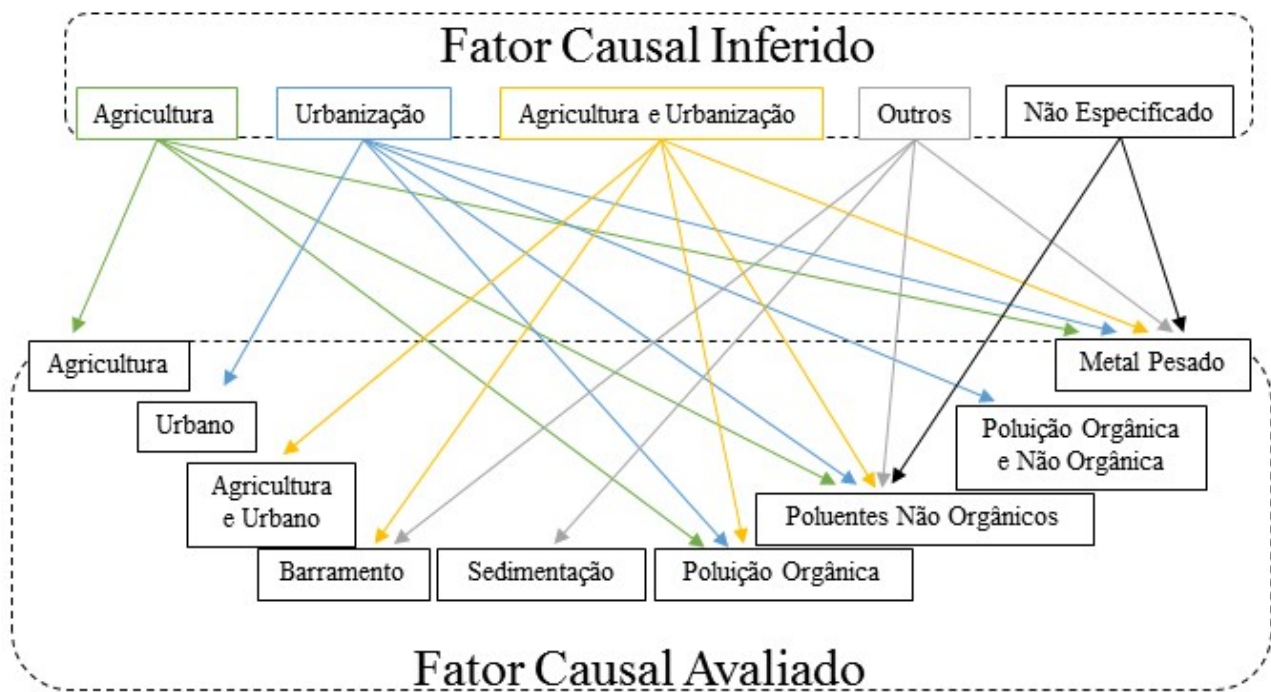


Figura 2: Relação entre os fatores que são inferidos como causadores dos fatores avaliados em cada artigo.

Resposta do tamanho corporal aos fatores avaliados

Não foi observada nenhuma convergência da resposta geral do tamanho corporal entre os fatores, ou seja, cada fator tem influência variada sobre o tamanho corporal, podendo ser relacionado ao aumento ou redução do tamanho (Fig. 3). De forma mais direta, foi observado que a maioria dos estudos em que o fator inferido é a urbanização e a agricultura, respondem com a redução do tamanho corporal em ambientes mais alterados.

Resposta do tamanho corporal entre níveis de organização biológica

Na avaliação por organização biológica foi observado um efeito no tamanho diferente do anterior para a comunidade (Fig. 3), com convergência para uma redução do tamanho em locais com mais agricultura. A separação em nível interespecífico (Fig. 3) demonstrou uma tendência para a redução no tamanho corporal em ambientes com mais agricultura e urbanização. Para os efeitos em nível intraespecífico (Fig. 3), apesar do pequeno número de artigos para cada fator (cinco no máximo), observou-se uma maior redução do tamanho corporal em locais mais urbanizados, enquanto nenhum trabalho avaliou apenas os efeitos da agricultura.

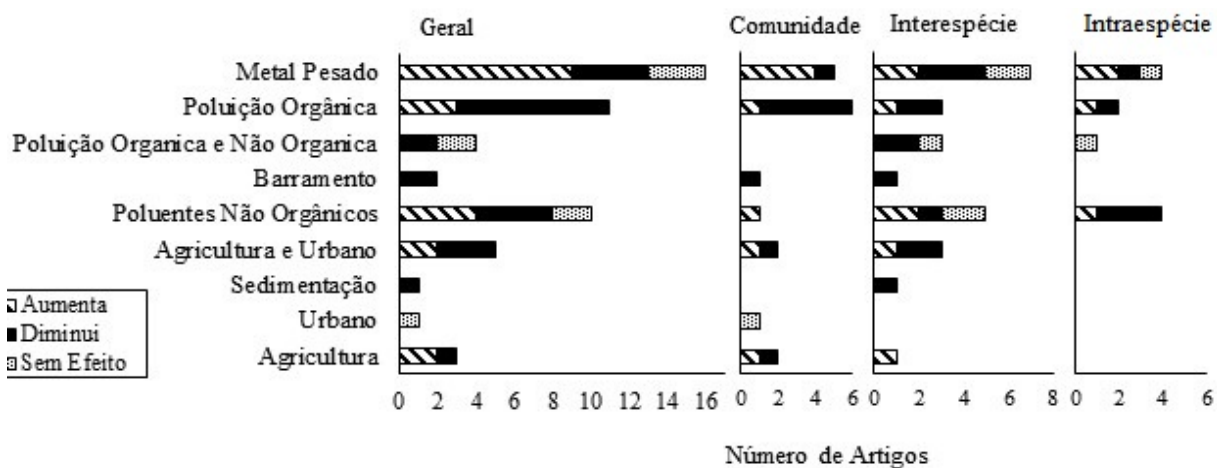


Figura 3: Relação entre o número de artigos e fatores inferidos nos estudos. As barras mostram a contagem de artigos nos quais o efeito aumenta, diminui ou não interfere no tamanho.

Resposta do tamanho corporal entre categorias tróficas

Quatro categorias tróficas foram identificadas para 64 espécies estudadas entre as classes de organização biológica interespecífica e intraespecífica. “Carnívoros” e “Invertívoros” foram as categorias tróficas com maior número de espécies estudadas (fig. 4). A urbanização afetou negativamente 16 espécies. Para carnívoros o tamanho corporal das espécies ficou menor em locais com mais agricultura (4 espécies) e com mais urbanização (8 espécies). Para invertívoros o tamanho também diminuiu em locais mais urbanizados.

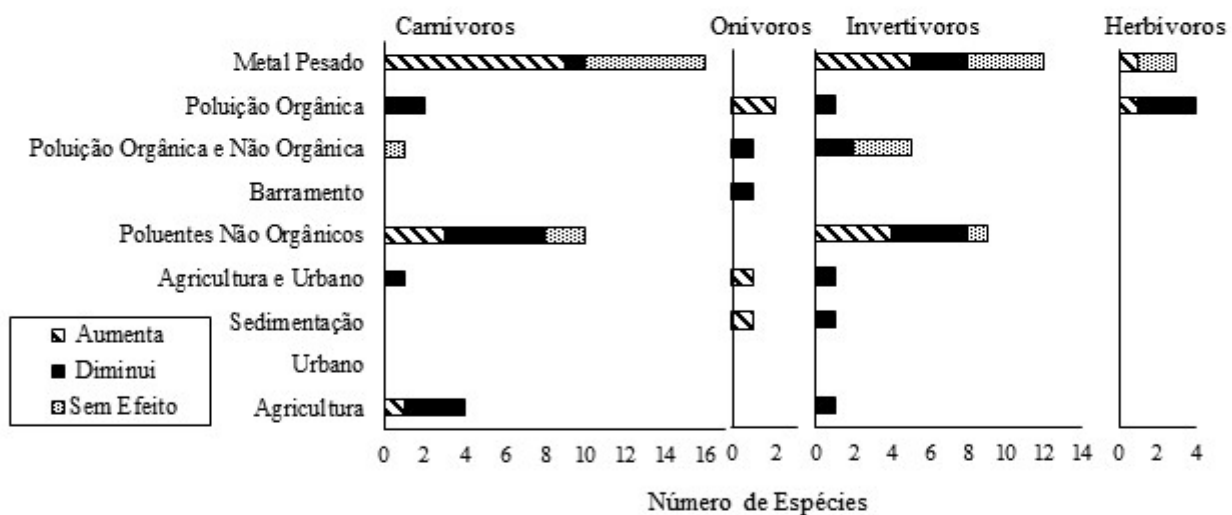


Figura 4: Fatores inferidos para as espécies, categoria trófica e a resposta do tamanho dentro de cada categoria para cada, nas barras efeito no tamanho corporal. Resposta geral das espécies, Carnívoros, Onívoros, Invertívoros, Herbívoros.

Revisão e FishBase

A extração de dados da plataforma *FishBase* forneceu dados de tamanho e nível trófico para 2195 e 7966 espécies de peixes, respectivamente. Comparando os resultados da revisão com os do *FishBase* (fig. 5), observou-se que as categorias de tamanho de peixes estão bastante sub-representadas, principalmente no que se refere a peixes menores que 25 cm. No âmbito de nível trófico a categoria de carnívoros médios (invertívoros) está proporcionalmente melhor representada nos trabalhos de tamanho corporal quando comparado com os dados do *FishBase*.

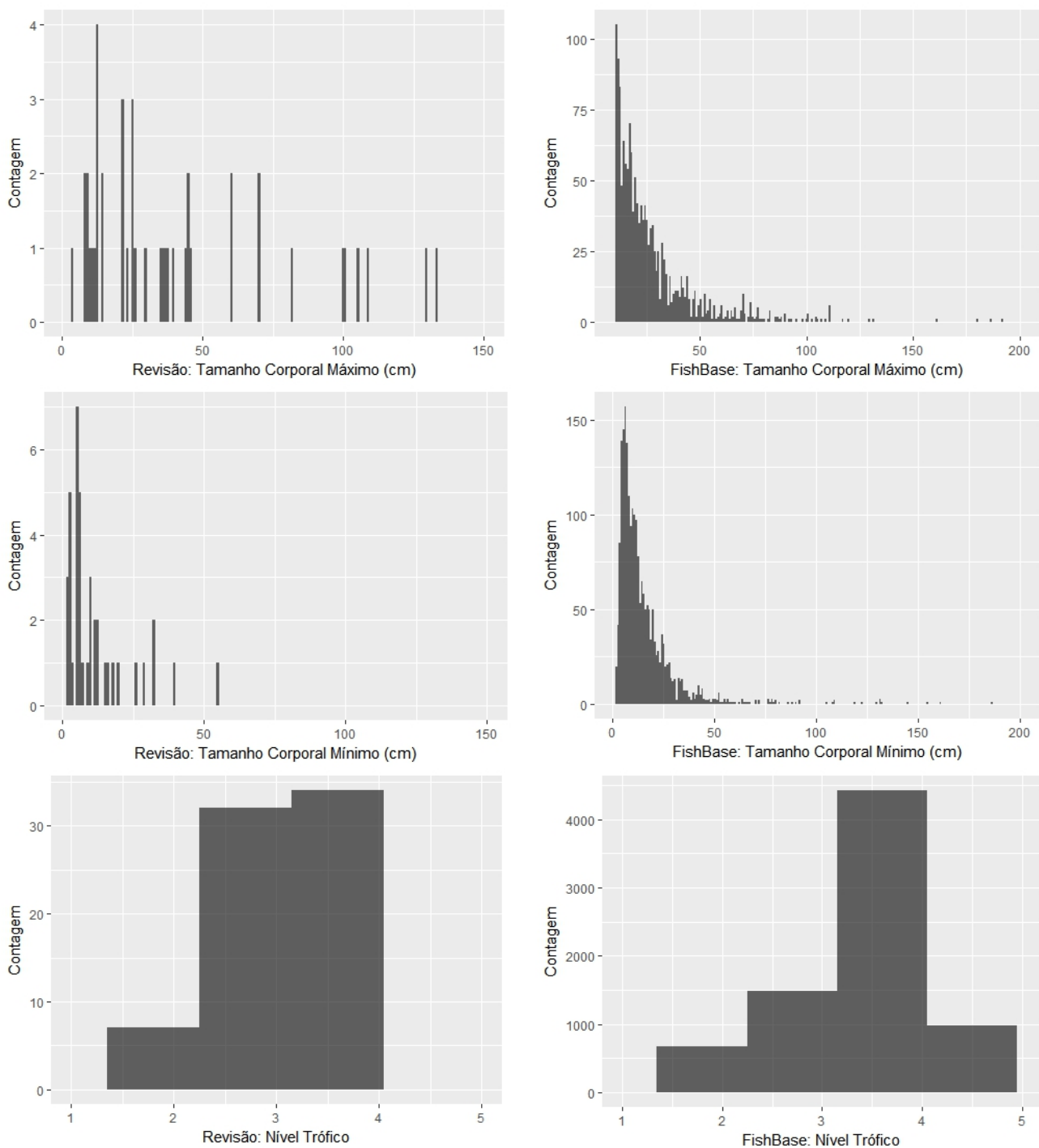


Figura 5: Dados resultantes da revisão bibliográfica (46 artigos para tamanho corporal e 64 espécies para Nível trófico) e dados extraídos da plataforma *FishBase* (2195 espécies para tamanho corporal e 7966 espécies para nível trófico). Nível trófico(1- Detritívoro, 2- Herbívoro, 3-Invertívoro, 4-Insetívoro, 5- Carnívoro).

DISCUSSÃO

O tamanho corporal frequentemente é relacionado com o impacto da pesca intensiva e muitos trabalhos demonstraram que o tamanho corporal diminui em ambientes mais pressionados (Collie et al., 2008; Genner et al., 2010; Wilson et al., 2010). Outros sugerem que peixes maiores são mais propensos à extinção graças à pressão causada pela pesca (Olden et al., 2007; Ripple et al., 2017) enquanto peixes pequenos são mais ameaçados pela perda de habitat, poluição, agricultura e desmatamento (Ripple et al., 2017). No entanto, estes fatores não foram considerados na revisão, pois buscou-se investigar quais outras alterações ambientais derivadas das atividades humanas afetam o tamanho corporal de peixes. Foram identificados nove fatores avaliados inferidos, em sua maioria, a partir de oito fatores (considerando cada fator incluído na categoria “outros” como um fator distinto) e também como é a influência de cada fator no tamanho corporal.

Os resultados deste trabalho de revisão demonstraram quais fatores de alteração ambiental influenciam o tamanho corporal de peixes. Aumento e redução de tamanho foram identificados quando urbanização foi fator causador de poluição não orgânica (Baduel et al., 2014; Moiseenko, 2002; Sundbom et al., 2003; Widianarko et al., 2000) e orgânica (Alberto et al., 2005; Elliott et al., 1996; Gonzalez-Sanson et al., 2009; Jackson et al., 2008). Quando a agricultura foi o fator causador da poluição orgânica nos locais, o tamanho corporal diminuiu (Azzurro et al., 2010; Brucet et al., 2013; Godlewska and Swierzowski, 2003). Já quando a mesma causou poluição não orgânica ou apenas mudança de uso do solo, o tamanho corporal aumentou (Broad et al., 2002; Ssanyu et al., 2014). Esta divergência de efeitos pode ser melhor interpretada quando são consideradas categorias tróficas pois cada nível trófico pode ser influenciado de forma distinta.

No entanto, poucos trabalhos consideraram alterações tróficas na discussão dos resultados o que sugere que o efeito no ecossistema não é considerado de forma ampla. A maioria das pesquisas foi realizada com espécies carnívoras ou invertívoras. Apenas 4 artigos utilizaram espécies herbívoras e nenhum considerou detritívoros. No caso da urbanização como fator causador de poluição orgânica, observou-se que em água doce o tamanho corporal intraespecífico de um herbívoro aumentou em locais mais poluídos (Alberto et al., 2005) e a redução do tamanho foi registrada para espécies de carnívoros (Elliott et al., 1996; Jackson et al., 2008).

A agricultura foi utilizada como fator avaliado em 3 artigos, e como fator inferido em 9 artigos, número bastante baixo se for considerado o impacto da expansão agrícola nos ecossistemas aquáticos. Os carnívoros de nível médio (invertívoros) foram representados por três trabalhos, cada um com uma resposta de tamanho: aumento (Ssanyu et al., 2014), não difere (Allinson et al., 2002) e diminuição (Rowe et al., 2002). Este trabalho em que o tamanho diminuiu foi realizado em locais com e sem extração madeireira e com e sem vegetação ripária; os autores não discutem muito a respeito de como as alterações testadas poderiam influenciar a alimentação das espécies (Rowe et al., 2002), no entanto pode-se esperar uma redução no tamanho corporal de espécies de invertívoros em locais mais prejudicados pela mudança de uso do solo. Esta alteração juntamente com a expansão agrícola pode estar associada à redução catastrófica na abundância de insetos e este fato pode provocar efeitos em cascata nas teias tróficas (Hallmann et al., 2017).

Percebe-se que peixes de maiores tamanhos e carnívoros tiveram maior motivação para estudos, talvez pelo maior interesse comercial, enquanto que peixes menores e de base da cadeia (herbívoros e detritívoros) foram pouco estudados em relação a esses impactos. O pequeno número de artigos selecionados neste trabalho mostra o que o tamanho corporal ainda é pouco utilizado como medida principal para observar a influência de alterações ambientais com origem antrópica para peixes. Frequentemente o tamanho corporal é usado como um item sem muito destaque nos trabalhos, não aparecendo como palavra-chave no título, resumo ou palavras-chave. Desta forma, assume-se que os resultados desta revisão não garantam uma abrangência completa da resposta do tamanho corporal a alterações, mas sim uma visão da pouca representatividade dos trabalhos com este objetivo (como por exemplo, Wichert and Rapport 1998, Bojsen and Barriga 2002).

CONCLUSÃO

Neste estudo foi verificado que é pequena a quantidade de estudos que procuram relacionar alterações ambientais antropogênicas com alterações no tamanho de peixes, não sendo possível determinar padrões claros de causa e efeito ou correlação entre fatores específicos e variação do tamanho. Não foi possível identificar evidências para a convergência da resposta do tamanho corporal entre os fatores (por exemplo, uma redução do tamanho médio como resposta a comum a diferentes alterações ambientais). No entanto, o

pequeno número de artigos selecionados sugere que o tamanho corporal ainda é uma medida pouco compreendida e utilizada como indicadora de alterações ambientais em peixes (exceto às relacionadas à pesca). Além disso, os estudos existentes são enviesados, com uma proporção maior de informação para espécies de maior tamanho e de nível trófico alto em relação à proporção de espécies nessas categorias que ocorre na natureza. A pouca representatividade de categorias tróficas mais baixas representa uma lacuna no conhecimento a respeito das respostas de tamanho, já que espécies em níveis tróficos mais basais poderiam responder de uma forma distinta das categorias mais altas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberto, A., Camargo, A.F.M., Verani, J.R., Costa, O.F.T., Fernandes, M.N., 2005. Health variables and gill morphology in the tropical fish *Astyanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 61, 247–255.
doi:10.1016/j.ecoenv.2004.08.009
- Allinson, G., Nishikawa, M., De Silva, S.S., Laurenson, L.J.B., De Silva, K., 2002. Observations on metal concentrations in tilapia (*Oreochromis mossambicus*) in reservoirs of South Sri Lanka. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 51, 197–202. doi:10.1006/eesa.2001.2112
- Anderson, C.N.K., Hsieh, C.-H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M., Sugihara, G., 2008. Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature* 452, 835–839. doi:10.1038/nature06851
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédrón, S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T., Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Holmgren, K., 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 704, 193–211.
doi:10.1007/s10750-012-1282-y
- Azzurro, E., Matiddi, M., Fanelli, E., Guidetti, P., Mesa, G. La, Scarpato, A., Axiak, V., 2010. Sewage pollution impact on Mediterranean rocky-reef fish assemblages. *Mar. Environ. Res.* 69, 390–397. doi:10.1016/j.marenvres.2010.01.006
- Baduel, C., Lai, F.Y., Townsend, K., Mueller, J.F., 2014. Size and age-concentration relationships for perfluoroalkyl substances in stingray livers from eastern Australia. *Sci. Total Environ.* 496, 523–530. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.07.010

- Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E., Brucet, S., Shuter, B., 2016. Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams 1. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73, 547–556. doi:10.1139/cjfas-2015-0025
- Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Caraco, N.F., 2001. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication : A Global Perspective. *Bioscience* 51. doi:10.1641/0006-3568(2001)051
- Boettiger, C. Chamberlain, S., Lang, D. T., Wainwright, P., 2017. RFishBase: R Interface to 'FishBase'. R package version 2.1.2. <https://github.com/ropensci/rfishbase>
- Bojsen, B., Barriga, R., 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw. Biol.* 47, 2246–2260.
- Broad, T.L., Townsend, C.R., Closs, G.P., Jellyman, D.J., 2002. Riparian land use and accessibility to fishers influence size class composition and habitat use by longfin eels in a New Zealand river. *J. Fish Biol.* 61, 1489–1503. doi:10.1111/j.1095-8649.2002.tb02492.x
- Brucet, S., Boix, D., Quintana, X.D., Jensen, E., Nathansen, L.W., Trochine, C., Meerhoff, M., Gascón, S., Jeppesen, E., 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 55, 1697–1711. doi:10.4319/lo.2010.55.4.1697
- Brucet, S., Pédrón, S., Mehner, T., Lauridsen, T.L., Argillier, C., Winfield, I.J., Volta, P., Emmrich, M., Hesthagen, T., Holmgren, K., Benejam, L.L.L., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Rask, M., Jeppesen, E., Pedron, S., Mehner, T., Lauridsen, T.L., Argillier, C., Winfield, I.J., Volta, P., Emmrich, M., Hesthagen, T., Holmgren, K., Benejam, L.L.L., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Rask, M., Jeppesen, E., 2013. Fish diversity in European lakes: Geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshw. Biol.* 58, 1779–1793. doi:10.1111/fwb.12167
- Burrell, T.K., Brien, J.M.O., Graham, S.E., Simon, K.S., Harding, J.S., McIntosh, A.R., 2014. Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. *Freshw. Sci.* 33, 73–84. doi:10.1086/674180.
- Collie, J.S., Wood, A.D., Jeffries, H.P., 2008. Long-term shifts in the species composition of a coastal fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 1352–1365. doi:10.1139/F08-048
- Elliott, J., Fletcher, J., Elliott, J., Cubby, P., Baroudy, E., 1996. Changes in the population

- density of pelagic salmonids in relation to changes in lake enrichment in Windermere (northwest England). *North* 153–162. doi:10.1111/j.1600-0633.1996.tb00128.x
- FAO,2017. Introduction to agricultural water pollution,
<http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e04.htm> (acessado 25.08.2017)
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., Stuart Chapin, F., Coe, M., Daily, G., Gibbs, H., Helkowski, J., Holloway, T., Howard, E., Kucharik, C., Monfreda, C., Patz, J., Colin Prentice, I., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* (80-.). 309, 570–574. doi:10.1126/science.1111772
- Fraker, M.E., Snodgrass, J.W., Morgan, F., 2002. Differences in growth and maturation of blacknose dace (*Rhinichthys atratulus*) across an urban-rural gradient. *Copeia* 1122–1127.
- Genner, M.J., Sims, D.W., Southward, A.J., Budd, G.C., Masterson, P., Mchugh, M., Rendle, P., Southall, E.J., Wearmouth, V.J., Hawkins, S.J., 2010. Body size-dependent responses of a marine fish assemblage to climate change and fishing over a century-long scale. *Glob. Chang. Biol.* 16, 517–527. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02027.x
- Godlewska, M., Swierzowski, A., 2003. Hydroacoustical parameters of fish in reservoirs with contrasting levels of eutrophication. *Aquat. Living Resour.* 16, 167–173. doi:10.1016/S0990-7440(03)00014-7
- Gonzalez-Sanson, G., Aguilar, C.. C., Hernandez, I., Cabrera, Y.. Y., Suarez-Montes, N.. N., Bretos, F.F., Guggenheim, D.D., González-Sansón, G., Aguilar, C.. C., Hernández, I., Cabrera, Y.. Y., Suarez-Montes, N.. N., Bretos, F.F., Guggenheim, D.D., 2009. Natural and human-induced variability in the composition of fish assemblages in the Northwestern Cuban shelf. *Rev. Biol. Trop.* 57, 721–740.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12, e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809
- Hildrew, A.G., Raffaelli, D.G., Edmonds-Brown, R., 2007. *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*, First. ed. Cambridge University Press, New York, NY.
- Jackson, L.J., Jeffries, K.M., Jackson, Æ.L.J., Peters, L.E., Munkittrick, Æ.K.R., 2008. Changes in Population , Growth , and Physiological Indices of Longnose Dace (*Rhinichthys cataractae*) in the Red Deer River ... of Longnose Dace (*Rhinichthys*

- cataractae) in the Red Deer. doi:10.1007/s00244-008-9146-1
- Jeffries, K.M., Jackson, L.J., Peters, L.E., Munkittrick, K.R., 2008. Changes in population, growth, and physiological indices of longnose dace (*Rhinichthys cataractae*) in the Red Deer River, Alberta, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 639–651. doi:10.1007/s00244-008-9146-1
- Karr, J.R., 1998. Rivers As Sentinels : Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management, in: Naiman, R.J., Bilby, R.E. (Eds.), *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer New York, New York, NY, pp. 502–528. doi:10.1007/978-1-4612-1652-0
- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries* 6, 21–27. doi:10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObiuf>2.0.CO;2
- Lammert, M., Allan, J., 1999. Environmental Auditing: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environ. Manage.* 23, 257–270. doi:10.1007/s002679900184
- Lockfield, K.C., Fleeger, J.W., Deegan, L.A., 2013. Mummichog *Fundulus heteroclitus* responses to long-term, whole-ecosystem nutrient enrichment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 492, 211–222. doi:10.3354/meps10495
- Maloney, K.O., Mitchell, R.M., Feminella, J.W., 2006. Influence of catchment disturbance on *Pteronotropis euryzonus* (broadstripe shiner) and *Semotilus thoreauianus* (Dixie chub). *Southeast. Nat.* 5, 393–412. doi:10.1656/1528-7092(2006)5[393:IOCDOP]2.0.CO;2
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G., Swift, M.J., 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* (80-.). 277, 504–509.
- Moiseenko, T.I., 2002. Change in the life cycle strategy of fish under the effect of chronic water pollution. *Russ. J. Ecol.* 33, 45–55. doi:10.1023/A:1013623806248
- Murphy, C.A., Casals, F., Solà, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E., Sola, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E., 2013. Efficacy of population size structure as a bioassessment tool in freshwaters. *Ecol. Indic.* 34, 571–579. doi:10.1016/j.ecolind.2013.06.007
- Olden, J.D., Hogan, Z.S., Zanden, M.J. Vander, 2007. Small fish, big fish, red fish, blue fish: Size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 694–701. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00337.x

- Reddy, S.M.W., Wentz, A., Aburto-Oropeza, O., Maxey, M., Nagavarapu, S., Leslie, H.M., 2013. Evidence of market-driven size-selective fishing and the mediating effects of biological and institutional factors. *Ecol. Appl.* 23, 726–741. doi:10.1890/12-1196.1
- Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Hoffmann, M., Wirsing, A.J., McCauley, D.J., 2017. Extinction risk is most acute for the world's largest and smallest vertebrates. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 201702078. doi:10.1073/pnas.1702078114
- Romanuk, T. N., Hayward, A. Hutchings, J. A. 2010. Trophic level scales positively with body size in fishes. *Global Ecology and Biogeography*.20, 231–240.
- Rowe, D.K., Smith, J., Quinn, J., Boothroyd, I., 2002. Effects of logging with and without riparian strips on fish species abundance, mean size, and the structure of native fish assemblages in Coromandel, New Zealand, streams. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 36, 67–79.
- Ssanyu, G.A., Kipkemboi, J., Mathooko, J.M., Balirwa, J., 2014. Response of endemic Clarias species' life-history biometrics to land use around the papyrus-dominated Mpologoma riverine wetland, Uganda. *African J. Aquat. Sci.* 39, 249–261. doi:10.2989/16085914.2014.946387
- Sundbom, M., Meili, M., Andersson, E., Östlund, M., Broberg, A., 2003. Long-term dynamics of Chernobyl 137Cs in freshwater fish: Quantifying the effect of body size and trophic level. *J. Appl. Ecol.* 40, 228–240.
- Vinyoles, D., de Sostoa, A., Franch, C., Maceda-Veiga, A., Casals, F., Caiola, N., 2010. Life-history traits of the stone loach *Barbatula barbatula*. *J. Fish Biol.* 77, 20–32. doi:10.1111/j.1095-8649.2010.02653.x
- Wichert, G.A., Rapport, D.J., 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in a agricultural drainage basin. *Environ. Manage.* 22, 425–443.
- Widianarko, B., Van Gestel, C.A.M., Verweij, R.A., Van Straalen, N.M., 2000. Associations between trace metals in sediment, water, and guppy, *Poecilia reticulata* (Peters), from urban streams of Semarang, Indonesia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 46, 101–107. doi:10.1006/eesa.1999.1879
- Wilson, S.K., Fisher, R., Pratchett, M.S., Graham, N. a J., Dulvy, N.K., Turner, R.A., Cakacaka, A., Polunin, N.V.C., 2010. Habitat degradation and fishing effects on the size structure of coral reef fish communities. *Ecol. Appl.* 20, 442–51. doi:10.1890/08-2205.1

Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J., Valido, A., Warren, P.H., 2005. Body size determinants of structure and dynamics of ecological networks: scaling from the individual to the ecosystem. *Trends Ecol. Evol.* 20, 402–409.
doi:10.1016/B978-0-12-088458-2.50018-7

CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DA AGRICULTURA NO TAMANHO CORPORAL DE PEIXES DE DIFERENTES GRUPOS TRÓFICOS EM RIACHOS DO PAMPA¹

INTRODUÇÃO

O uso da terra influencia fortemente o habitat local e a diversidade biológica de córregos e rios em múltiplas escalas (Allan, 2004). A agricultura é um dos principais impulsionadores de impactos ambientais em riachos (Leitão et al., 2018), podendo alterar a cobertura de macrófitas, concentração de matéria orgânica, sedimentação de substrato e homogeneização dos habitats (Dala-Corte et al., 2016). Além disso, pode causar alterações em longo prazo e reduções na biodiversidade aquática (Harding et al., 1998). Dentre os organismos aquáticos, peixes são comumente estudados para identificar as implicações biológicas desse tipo de alteração, em especial depois que Karr (1981) propôs o uso em conjunto de atributos da assembléia de peixes. Estes atributos são relacionados à composição de espécies, riqueza, diversidade e dominância e a estrutura ecológica, que diz respeito às posições tróficas, história de vida e estrutura de tamanhos, considerados como indicadores de integridade biótica, e em conjunto, foram utilizados para compor índices de integridade biótica amplamente utilizados (Karr, 1981; Kuehne *et al.*, 2017). No entanto, outros pesquisadores se interessaram em investigar como estes atributos de peixes respondem separadamente às alterações. Por exemplo, em ambientes com a vegetação natural convertida em agricultura, encontrou-se que a diversidade de peixes diminuiu (Hanchet, 1990), a taxa de crescimento de indivíduos jovens é maior (Fraker et al., 2002) e a sobrevivência de adultos é menor (Jeffries et al., 2008). Uma característica comum entre estes atributos é que envolvem a variação no tamanho corporal.

De forma geral, a variação no tamanho corporal pode ser relacionada à probabilidade de extinção das espécies (Olden et al., 2007; Ripple et al., 2017), além de sua importância na estruturação das cadeias alimentares (Griffiths, 2013; Woodward et al., 2005). Quando os estudos são focados no tamanho corporal, o entendimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas de riachos pode aumentar, pois o tamanho tem relação direta ou indireta com uma variedade de estressores que são induzidos pelos humanos (Townsend and Thompson, 2007), e indiretamente pode estar relacionado a efeitos de cascata trófica (Jones and Jeppesen, 2007). Murphy et al. (2013) sugerem que o aumento do tamanho corporal com o aumento da proporção de agricultura na zona ripária é

¹ Este manuscrito será submetido ao periódico *Ecological Indicators*.

relacionado a redução na densidade intraespecífica. Entretanto Maloney et al. (2006) observaram que em rios mais perturbados pode haver um aumento do tamanho para uma espécie e redução do tamanho de outra, e que estas respostas divergentes são devidas aos distintos hábitos de vida das espécies e à mudança que ocorre na disponibilidade de alimentos. Desta forma, pode-se dizer que a variação do tamanho corporal pode informar sobre alterações ambientais que ocorrem nos ecossistemas.

As respostas do tamanho corporal a gradientes ambientais variam entre diferentes estudos, o que provavelmente está relacionado a como o tamanho foi avaliado, quais as medidas utilizadas para expressar a resposta do tamanho, e se a investigação foi em nível intraespecífico ou de comunidades. Em assembleias de peixes, a maioria dos trabalhos mostra uma resposta negativa da média do tamanho corporal interespecífica em relação à maior conversão da vegetação nativa (Fernandes et al., 2015; Melcher et al., 2012; Rowe et al., 2002). No entanto, Benejam et al. (2016) encontraram um aumento da diversidade de tamanhos de peixes em ambientes mais degradados e sugerem que este fato foi devido a presença de espécies mais tolerantes com tamanho maior nestes locais (Benejam et al., 2016). Mas a questão por trás de porque o tamanho não segue um padrão de variação em comunidades ou populações pode estar relacionada às alterações que ocorrem na estrutura trófica (Fritschie and Olden, 2016), que são causadas pelas conversões da vegetação nativa em agricultura e as mudanças a elas associadas, por exemplo nas condições físicas (como incidência de luz e estrutura do substrato) e biológicas (alterações no tipo e quantidade de recursos alimentares, e em sua origem, alóctone ou autóctone).

As alterações decorrentes da agricultura na zona ripária podem atuar de forma diferente na cadeia trófica e ter respostas diferentes do tamanho corporal de peixes, e sabe-se que isso pode refletir-se nas abundâncias de diferentes grupos tróficos. Nos locais mais alterados pela agricultura, as espécies com tamanho corporal maior, que geralmente são também as de topo de cadeia trófica, como os piscívoros, podem ser as primeiras a sofrer as consequências das mudanças no ambiente (Wichert and Rapport, 1998). A agricultura pode também ter uma relação negativa com as espécies de peixes insetívoros, uma vez que pode ser responsável pela redução na abundância de insetos (Hallmann et al., 2017). Essa redução da vegetação nativa pode ainda acarretar diminuições no aporte de material alóctone e eventualmente o aumento de incidência luminosa e da produção primária autóctone, favorecendo espécies de herbívoros e detritívoros (Lorion and Kennedy, 2009), enquanto o aumento de sedimentos finos no leito dos riachos pode reduzir a presença de espécies de detritívoros, ou daquelas dependentes de recursos de leitos pedregosos ou

consolidados (Rabeni and Smale, 1995). Logo, grupos de espécies têm diferentes respostas, em termos de abundância, a perturbações nos ambientes aquáticos e quando o tamanho corporal é combinado com outras informações, como as categorias tróficas, pode fornecer uma base fortemente fundamentada para interpretações de processos ecológicos (Murphy et al., 2013). O pouco uso de abordagens utilizando tamanho corporal e categorias tróficas relacionados com as alterações ambientais em água doce faz com que existam lacunas a respeito de como se dão essas respostas e sobre os processos ecológicos que podem estar ocorrendo entre ambientes que tiveram a vegetação nativa convertida para agricultura.

Este estudo teve por objetivo verificar se existe relação entre tamanho corporal dos peixes em comunidades e grupos tróficos e a conversão agrícola na zona ripária e na bacia de drenagem de riachos do Pampa. Mais especificamente, buscou-se entender: (1) como o tamanho corporal varia em nível de assembleia e (2) entre grupos tróficos nos riachos. Para assembleias buscou-se verificar se a relação diminuição no tamanho corporal e a conversão em agricultura, observada em riachos de regiões florestais por outros autores (e.g., Fernandes et al., 2015) ocorre também em riachos de região campestre. Em relação a grupos tróficos, espera-se encontrar uma relação positiva da agricultura com o tamanho de herbívoros e negativa com piscívoros, insetívoros e detritívoros. Além disso, foram avaliadas as respostas em função de diferentes forma de expressar o tamanho e para isso foram utilizadas quatro medidas para representar características do tamanho corporal (comprimento do corpo): (i) o coeficiente de variação, que fornece informação sobre a diversidade de tamanhos da assembleia ou do grupo trófico; (ii) *skewness*, que informa se a amostra possui viés para tamanhos menores (*left-skewed*) ou tamanhos maiores (*right-skewed*); (iii) curtose, em que valores positivos (leptocurtose) indicam distribuições menos achatadas do que o esperado para a distribuição normal, e negativos (platycurtose) indicam distribuições mais achatadas (Griffits, 2013); (iv) a média, que informa a respeito do comportamento geral da distribuição de tamanhos, isto é, se o tamanho médio aumenta, diminui ou não é afetado pela perturbação.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram amostrados peixes em 52 riachos distribuídos pelo Pampa, um bioma campestre no sul do Brasil (Fig. 6). As amostras foram obtidas uma única vez em cada riacho, entre outubro e março dos anos de 2013 a 2015. Para testar as hipóteses, foram

utilizados dados de porcentagem de conversão da cobertura natural das bacias a montante de cada riacho e foi medido o comprimento de peixes de todas as espécies que ocorreram em todos os locais amostrados.

Área de Estudo

O Pampa representa aproximadamente 2.07% do território brasileiro e está localizado no extremo sul do Brasil, em uma zona de transição entre os climas temperado e tropical, onde campos, com árvores e arbustos esparsos, são a vegetação dominante (Overbeck et al. 2007; Roesch et al., 2009). Apresenta uma alta diversidade de espécies e ecossistemas, graças a amplitude de fatores como clima e formações do solo (Boldrini, 2009). No entanto, é um bioma negligenciado pela legislação brasileira com apenas 3,23% de sua área protegida por unidades de conservação (Palazzi, 2018) e sofre com a transformação crescente dos seus ambientes naturais para pastagens exóticas, silvicultura, plantações de milho, trigo e principalmente soja (Overbeck et al., 2007). Estima-se que reste menos de 30% de vegetação nativa no pampa (UFRGS-IB-Centro de Ecologia, 2016).

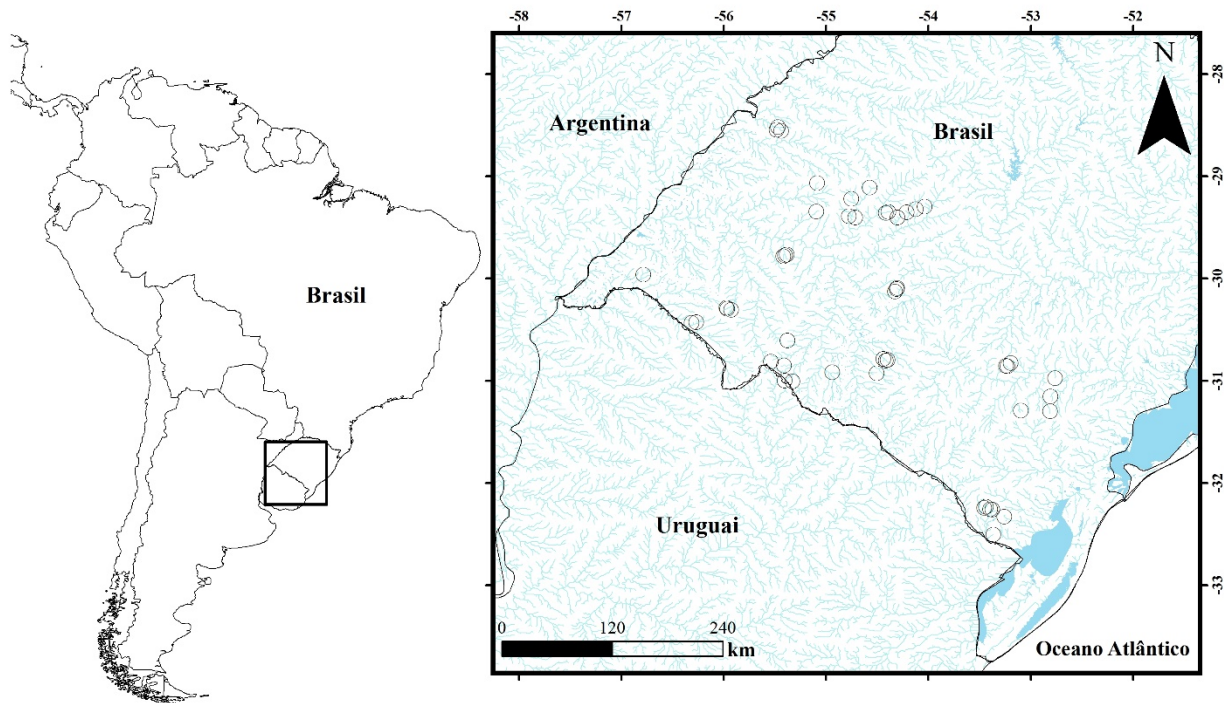


Figura 6: Localização dos riachos amostrados no Bioma Pampa.

Dados Biológicos e Ambientais

Os 52 riachos (Fig. 6) apresentam entre 0,32% e 73,8% de conversão dos campos nativos em suas bacias hidrográficas (Dala-Corte et al, 2016).

As amostras de peixes foram obtidas por pesca-elétrica em um segmento de 150 m de comprimento para cada riacho. Foram obtidos 64 descritores de habitat aquático local e do uso agrícola na faixa ripária associada (descrição mais detalhada em Dala-Corte et al., 2016 e Mello, 2017). Foram utilizados 30 dos descritores de habitat local de Dala-Corte et al. (2016) para caracterizar a variabilidade natural dos riachos, obtendo para cada riacho as médias de disponibilidade de abrigos, profundidade e abertura de dossel, e para os tipos de substrato a mediana, desvio padrão e diversidade de substrato obtida pelo índice de Shannon-Wiener, que foi calculado utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et. al, 2017) no software R (R Core Team, 2017). Mais informações a respeito de como a variabilidade local foi calculada pode ser encontrada no material suplementar.

A fim de verificar a resposta do tamanho corporal de peixes à conversão agrícola na bacia, foram utilizadas quatro escalas espaciais para mensurar agricultura: (i) local, na faixa ripária do trecho amostrado para peixes, (ii) ripária 1 km imediatamente a montante do trecho amostrado, (iii) ripária em toda a bacia a montante e (iv) em toda a bacia a montante do trecho amostrado. Localmente, considerando a faixa ripária do segmento amostrado, foi avaliada a presença e intensidade de agricultura utilizando o índice de distúrbio local (LDI, ver descrição detalhada em Mello, 2017), em que cada segmento de 150 m amostrado para peixes teve sua faixa ripária (10 m) caracterizada em ambas as margens, por meio de indicadores locais de antropização, uso agrícola ou pecuária (ver Dala-Corte et al., 2016 para mais detalhes da obtenção dos dados). Nas demais escalas, foram extraídos os valores de % de cobertura do solo classificado como agricultura e silvicultura (Dala-Corte et al., 2016) que foram somados e considerados como um só. A % de cobertura agrícola em escala de bacia foi caracterizada para toda a bacia acima do ponto amostrado. Nas zonas ripárias foi considerada uma largura de 100 metros em ambos os lados do riacho estendendo-se a 1 km para montante (Fig. 7) e também para toda a extensão de riacho até as cabeceiras. Os dados de cobertura foram obtidos por classificação supervisionada de imagens *RapidEye* com 5 metros de resolução (mais informações consultar Dala-Corte et al 2016; Meneses, 2016).

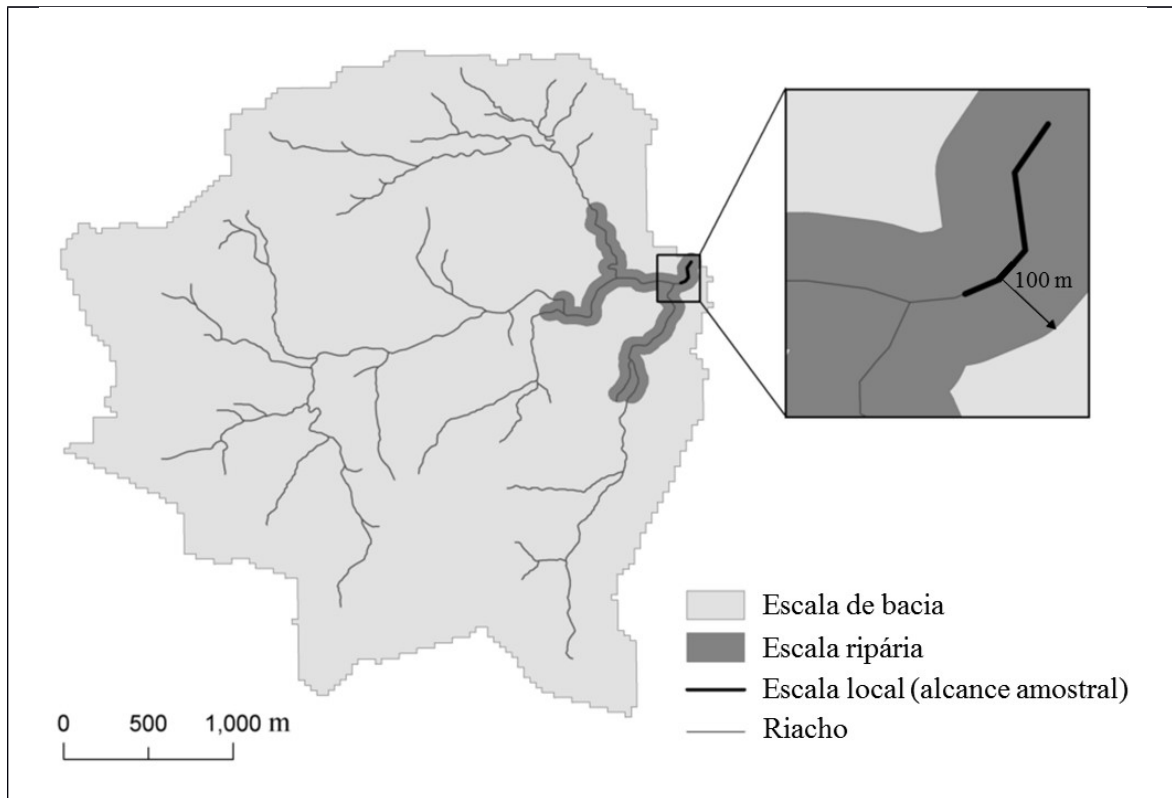


Figura 7: Escalas espaciais utilizadas para avaliar a % de agricultura em escala local (LDI), escala ripária 100 metros para 1km e para toda a montante do ponto amostrado e em escala de bacia. Adaptado de Dala-Corte et al. (2016).

Mensuração de peixes

O comprimento padrão foi utilizado como medida de tamanho individual dos peixes. Foram medidos indivíduos de todos os locais e de todas as espécies presentes nos locais. A mensuração foi realizada com o auxílio de uma régua. A quantidade de indivíduos medidos por espécie e sítio amostral variou entre um e 30 e foi dependente da abundância da espécie no sítio e da frequência da mesma entre os 52 locais. Para a maioria das espécies, foram medidos 10 indivíduos. Caso houvessem mais de 10 indivíduos na amostra, esta era dividida em grupos de tamanho (número de grupos variou de 2 a 10), com objetivo de abranger o intervalo de variação do comprimento dos indivíduos naquela amostra. Caso houvessem menos de 10 indivíduos na amostra, todos eram mensurados. Para as três espécies mais abundantes, *Bryconamericus iheringii*, *Characidium pterostictum* e *Heptapterus mustelinus*, foram medidos até 30 indivíduos por sítio, pois estas espécies tiveram abundância total maior que 1000 indivíduos e ocorreram em 25 sítios ou mais. Caso houvessem mais de 30 indivíduos na amostra, esta era dividida em

grupos de tamanho (número de grupos variou de 2 a 10), com objetivo de abranger o intervalo de variação do comprimento dos indivíduos naquela amostra.

Análises Estatísticas

Dados de peixes

As diferentes variáveis descritoras da distribuição de tamanhos corporais (curtose, *skewness*, média e coeficiente de variação) foram obtidas a partir do comprimento padrão de cada um dos 7541 indivíduos mensurados. Para a análise em nível de comunidade esses valores foram obtidos para a amostra total de cada riacho. Para a análise em nível de grupos tróficos, primeiramente cada espécie foi classificada em diferentes grupos tróficos em função de dados de dieta descritos na literatura ou inferidos por conhecimento de especialista (F. G. Becker) (ver material suplementar, tabela S1, adaptada de Mello, 2017). As espécies foram classificadas considerando o alimento principal e secundário (p.ex. insetívoro detritívoro, insetos como alimento principal e detritos, restos vegetais, como alimento secundário) e a fonte de obtenção de alimento única (autóctone ou alóctone) ou preferencial e secundária (alóctone/autóctone ou autóctone/alóctone). Posteriormente foram calculados os valores das quatro variáveis descritoras com base nos indivíduos de cada grupo trófico presente em uma dada amostra.

Foi utilizado o pacote “psych” (Revelle, W., 2017) no software R (R Core Team, 2017) para obter os valores de curtose, *skewness* e média; o coeficiente de variação foi obtido a partir da razão entre o desvio padrão e da média ((SD/média) *100).

Modelos Lineares Generalizados

Para entender como a agricultura afeta a distribuição de tamanhos corporais de peixes, foi considerada a quantidade de agricultura medida em diferentes escalas: índice de distúrbio local (LDI), na zona ripária até 1 km a montante, na zona ripária de toda a bacia e na área total da bacia. Modelos lineares generalizados foram estruturados, utilizando a função “glm” do pacote “stats” no software R (R Core Team, 2017). Nestes modelos, foram utilizados as 4 distribuições de tamanho como variáveis respostas, e como variáveis explanatórias o índice de distúrbio local (LDI), os % de agricultura nas diferentes escalas e os valores da variabilidade natural, que foram as medidas de substrato, disponibilidade de abrigo e abertura de dossel dos riachos. Os modelos não utilizaram interações, pois a

intenção foi entender os efeitos simples da % de agricultura em diferentes escalas nas distribuições de tamanho. A variabilidade natural foi utilizada para aumentar a explicação dos modelos e controlar a heterogeneidade natural presente nos riachos.

RESULTADOS

Na comunidade o tamanho corporal teve uma grande amplitude de variação (Tabela 1) com maior concentração de tamanhos pequenos (Fig. 8). Entre as categorias tróficas, herbívoros e herbívoros detritívoros apresentaram menores tamanhos e piscívoros e piscívoros carnívoros os maiores (Tabela 2). Carnívoros invertívoros e insetívoros mostraram as maiores amplitudes de tamanhos e insetívoros detritívoros e parasitas a menor (Fig. 9). Entre as 121 espécies avaliadas, as categorias tróficas carnívoro herbívoro, detritívoro insetívoro alóctone autóctone, herbívoro, herbívoro insetívoro alóctone, insetívoro alóctone, insetívoro detritívoro, parasita e piscívoro insetívoro foram representadas por apenas uma espécie cada e insetívoros autóctones foram representados por 26, sendo a categoria trófica mais diversa (Tabela 2).

Dos 26 grupos tróficos identificados para as comunidades, 15 tiveram respostas significativas do tamanho em relação à agricultura medida em diferentes escalas (Tabela 3). A medida de distribuição de tamanhos corporais que foi mais frequente como resposta significativa às escalas de % de agricultura foi a curtose (14), seguida da média (9), CV (7) e *skewness* (5).

Tabela 1: Dados descritivos do comprimento padrão (cm) de peixes para a comunidade em 52 riachos do Pampa.

Comprimento Padrão				Número de Indivíduos		Número de Espécies			
Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Total	Desvio Padrão	Média	Total	Média	Desvio Padrão
5.34	1.20	42.00	3.05	7541	206	372.5	121	17.8	6.7

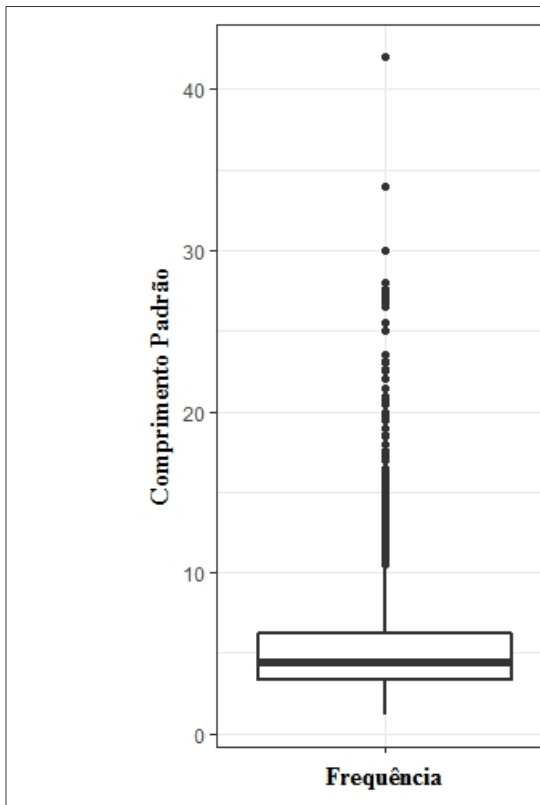


Figura 8: Diagrama de caixa, representando os tamanhos nas assembléias de peixes de 52 riachos do Pampa, sul do Brasil.

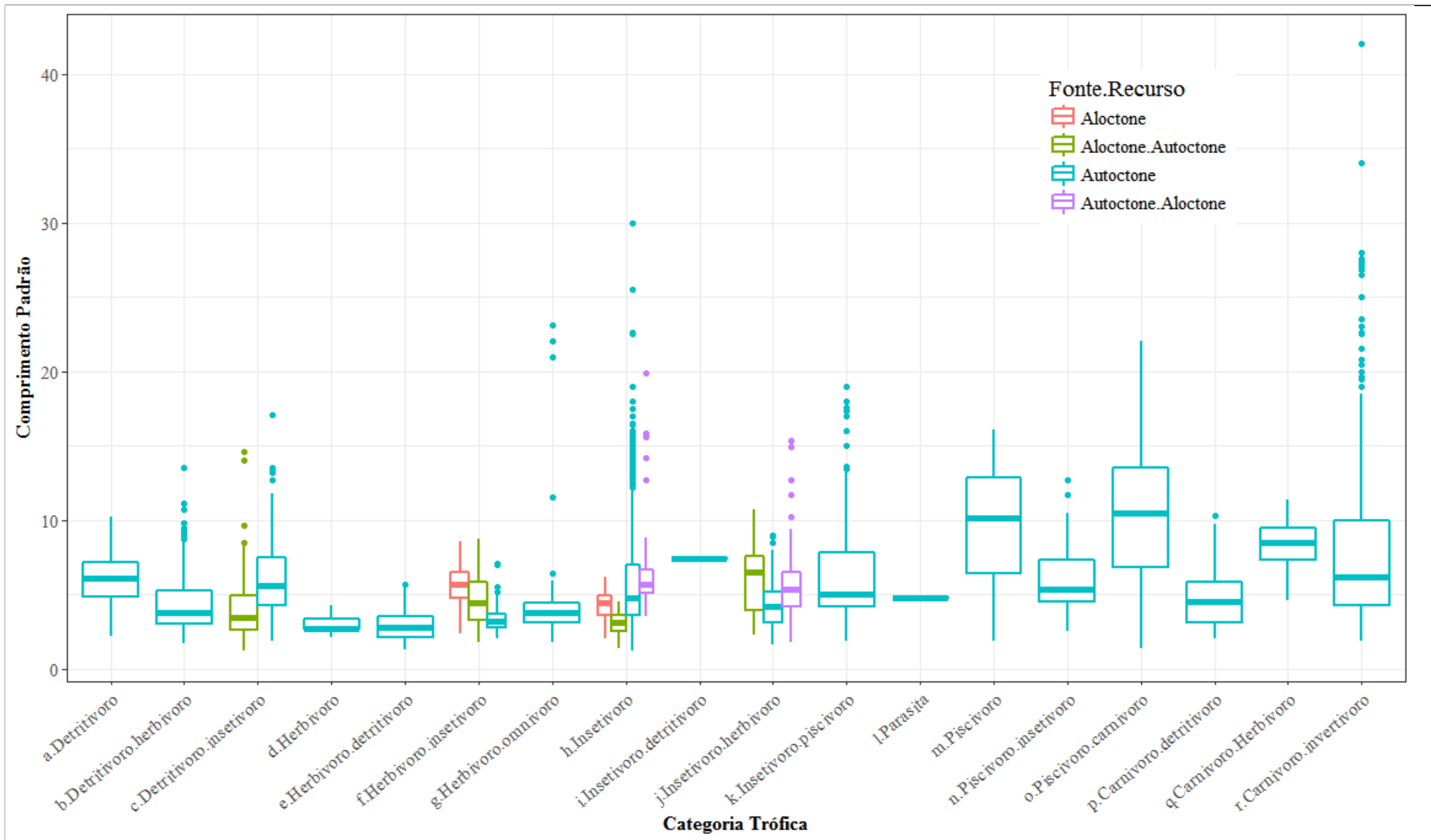


Figura 9: Amplitudes de tamanhos entre os grupos tróficos de peixes. Caixas azuis representam grupos tróficos autóctones, vermelhas as alóctones, verdes as alóctones autóctones e lilás as autóctones alóctones.

Tabela 2: Dados descritivos do comprimento padrão (cm) de peixes para os grupos tróficos em 52 riachos do Pampa.

	Comprimento Padrão				Número de Indivíduos			Número de Espécies		
	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	Total	Desvio Padrão	Média	Total	Média	Desvio Padrão
Grupo Trófico								121	4.69	5.07
Detritívoro	5.91	2.20	10.20	1.96	28	7.02	5.60	5		
Detritívoro										
Herbívoro	4.57	1.70	13.50	2.32	126	9.41	14.00	9		
Detritívoro										
Insetívoro										
<i>Alóctone</i>										
<i>Autóctone</i>	3.97	1.20	14.60	2.16	192	128.69	96.00	1		
<i>Autóctone</i>	5.98	1.90	17.10	2.22	445	85.77	55.63	7		
Herbívoro	2.96	2.10	4.30	0.61	11	0.00	11.00	1		
Herbívoro										
Detritívoro	2.84	1.30	5.70	0.89	236	49.92	39.33	6		
Herbívoro										
Insetívoro										
<i>Alóctone</i>	5.60	2.40	8.60	1.34	149	64.70	49.67	1		
<i>Alóctone</i>										
<i>Autóctone</i>	4.61	1.80	8.70	1.56	234	54.58	33.43	3		
<i>Autóctone</i>	3.36	2.00	7.10	0.80	168	67.43	42.00	4		
Herbívoro										
Omnívoro	4.13	1.80	23.10	2.70	212	72.12	42.40	5		
Insetívoro										
<i>Alóctone</i>	4.28	2.00	6.20	0.92	309	0.00	309.00	1		
<i>Alóctone</i>										
<i>Autóctone</i>	3.10	1.40	4.50	0.70	184	83.77	61.33	3		
<i>Autóctone</i>	5.79	1.20	30.00	3.12	2455	254.71	81.83	26		
<i>Autóctone</i>										
<i>Alóctone</i>	6.73	3.50	19.90	3.29	50	13.13	12.50	4		
Insetívoro										
Detritívoro	7.40	7.40	7.40	0.00	1	0.00	1.00	1		
Insetívoro										
Herbívoro										
<i>Alóctone</i>										
<i>Autóctone</i>	6.07	2.30	10.70	2.18	155	26.58	15.50	6		
<i>Autóctone</i>	4.22	1.60	9.00	1.31	1256	302.55	89.71	7		
<i>Autóctone</i>										
<i>Alóctone</i>	5.44	1.80	15.30	1.77	328	60.21	29.82	4		
Insetívoro										
Piscívoro	6.45	1.90	19.00	3.61	147	68.15	49.00	3		
Parasita	4.80	4.80	4.80	0.00	1	0.00	1.00	1		
Piscívoro	9.50	1.90	16.10	3.77	39	21.92	19.50	2		
Piscívoro										
Carnívoro	10.63	1.40	22.00	4.72	162	39.55	32.40	5		
Piscívoro										
Insetívoro	5.92	2.50	12.70	2.02	122	0.00	122.00	1		
Carnívoro										
Detritívoro	4.65	2.00	10.30	1.87	150	33.83	16.67	5		
Carnívoro										
Herbívoro	8.44	4.60	11.40	1.90	13	0.00	13.00	1		
Carnívoro										
Carnívoro	8.11	1.90	42.00	5.88	368	37.21	28.31	10		

Métricas de tamanho corporal e agricultura

Os resultados mostraram a existência de relação entre a variação do tamanho corporal e diferentes escalas de agricultura, e que essa relação pode ser detectada por diferentes formas de expressar o tamanho corporal da comunidade e dos grupos tróficos (média, curtose, skewness e CV). Considerando o tamanho corporal em escala de comunidades (Tabela 3), a resposta foi pouco evidente, e observou-se unicamente a relação positiva entre curtose e % de agricultura em escala ripária e de bacia (Fig. S1, material suplementar), indicando que em áreas com maior conversão agrícola a distribuição de tamanhos dos indivíduos de toda a comunidade tende a ser menos achatada. Em outras palavras, quanto maior a quantidade de agricultura, maior tende a ser a frequência de indivíduos em classes de tamanhos intermediários, em comparação às frequências nas classes de tamanhos pequenos e grandes, sendo que isso ocorre sem que haja aumento ou diminuição significativos do tamanho médio na comunidade.

Tabela 3: Resultados dos modelos de regressão (GLM) para comunidade. TC = métrica de tamanho, Kur = Curtose, Sk = Skewness, CV = coeficiente de variação, m=média, Psr= pseudo R², P = Valor de P.

Escala de %Agrícola	LDI				100m_1km				100all				Sub-bacia				
	Parâmetros	TC	Psr	P	Coeficiente	TC	Psr	P	Coeficiente	TC	Psr	P	Coeficiente	TC	Psr	P	Coeficiente
Comunidade	-	-	-	-	Kur	0,12	0,09	0,170	Kur	0,11	0,10	0,205	Kur	0,13	0,06	0,186	

A curtose teve valores positivos em cinco grupos tróficos, a única exceção foi o grupo dos herbívoros insetívoros, que tiveram valores negativos. Ou seja, nesses quatro grupos, a tendência é que com o aumento da agricultura ocorra um aumento na frequência dos comprimentos intermediários em relação aos comprimentos pequenos e grandes. Esse aumento da frequência de indivíduos nas classes de tamanho intermediárias não foi acompanhado por aumento ou diminuição da média dos tamanhos nos mesmos grupos tróficos (Tabela 4).

O tamanho médio dos indivíduos teve relação com agricultura em seis grupos tróficos, sendo que em cinco grupos a tendência foi de diminuição do tamanho e em apenas um (piscívoros) houve aumento. A diversidade de tamanhos (CV) respondeu à agricultura em seis grupos tróficos, com tendência de aumento em quatro e diminuição em dois grupos tróficos e *skewness* respondeu em quatro grupos tróficos, tendo valores positivos em três e negativo em um grupo trófico.

Tabela 4: Resultados dos modelos de regressão (GLM).TC = métrica de tamanho, Kur = Curtoses, Sk = Skewness, CV = coeficiente de variação, m=média, Psr= pseudo R², P = Valor de P.

Escala de %Agrícola	LDI				100m_1km				100all				Sub-bacia			
	TC	Psr	P	Coefficiente	TC	Psr	P	Coefficiente	TC	Psr	P	Coefficiente _e	TC	Psr	P	Coefficiente _e
Grupo trófico																
Detritívoro																
Insetívoro	M	0,40	0,06	-0,011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alóctone																
Autóctone																
Detritívoro	Cv	0,12	0,07	-0,019	Cv	0,20	0,01	0,200	-	-	-	-	-	-	-	-
Insetívoro																
Autóctone	M	0,12	0,10	-0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Herbívoro	Cv	0,30	0,05	0,034	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Detritívoro	M	0,35	0,01	-0,002	M	0,25	0,07	0,012	-	-	-	-	-	-	-	-
Herbívoro																
Insetívoro	-	-	-	-	-	-	-	-	Kur	0,34	0,09	-0,028	Kur	0,33	0,10	-0,023
Alóctone																
Herbívoro																
Insetívoro	Kur	0,42	0,07	-0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Autóctone																
Herbívoro																
Insetívoro	Sk	0,28	0,06	0,002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Alóctone																
Autóctone																
Herbívoro	-	-	-	-	Sk	0,41	0,09	0,010	-	-	-	-	-	-	-	-
Omnívoro																
Insetívoro																
Herbívoro	Kur	0,16	0,04	0,002	Sk	0,12	0,09	-0,010	-	-	-	-	Kur	0,15	0,07	0,015
Autóctone																
Insetívoros																
Alóctones	M	0,18	0,06	-0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Autóctones																
Insetívoros																
Autóctones		-	-	-	-	-	-	-	M	0,23	0,04	-0,031	Cv	0,11	0,10	0,188
Insetívoros																
Autóctones		-	-	-	-	-	-	-	Sk	0,17	0,05	0,025	Sk	0,16	0,06	0,018
Insetívoros																
Autóctones	Cv	0,21	0,05	0,060	Kur	0,18	0,09	0,024	Kur	0,18	0,09	0,029	-	-	-	-
Alóctones																
Piscívoro	-	-	-	-	M	0,80	0,07	0,066	M	0,87	0,02	0,133	M	0,85	0,02	0,109
Piscívoro																
Insetívoro	-	-	-	-	-	-	-	-	Kur	0,54	0,08	0,023	-	-	-	-
Carnívoro																
Detritívoro	-	-	-	-	Cv	0,41	0,05	-0,263	-	-	-	-	-	-	-	-
Carnívoro																
Detritívoro	Cv	0,34	0,09	-0,052	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Carnívoro																
Invertívoro	Kur	0,17	0,06	0,004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Escalas espaciais e métricas de tamanho corporal

A maior parte das respostas de tamanho detectadas ocorreu em escala local (Tabela 4). Em escala ripária ou de bacia, houve menor número de respostas de tamanho, porém em alguns casos foram respostas mais fortes (maiores coeficientes de regressão). A LDI teve tendência a influenciar negativamente a média do tamanho, ou seja, quanto maior a intensidade de agricultura em escala local, menor será o tamanho corporal médio dos grupos tróficos (Fig. 10). Nas escalas ripárias e de bacia a curtose foi a métrica predominante,

apresentando em quase todos os casos um valor positivo (Tabelas 3 e 4), isto é, de aumento na proporção de indivíduos de tamanho intermediários em relação a indivíduos pequenos e grandes.

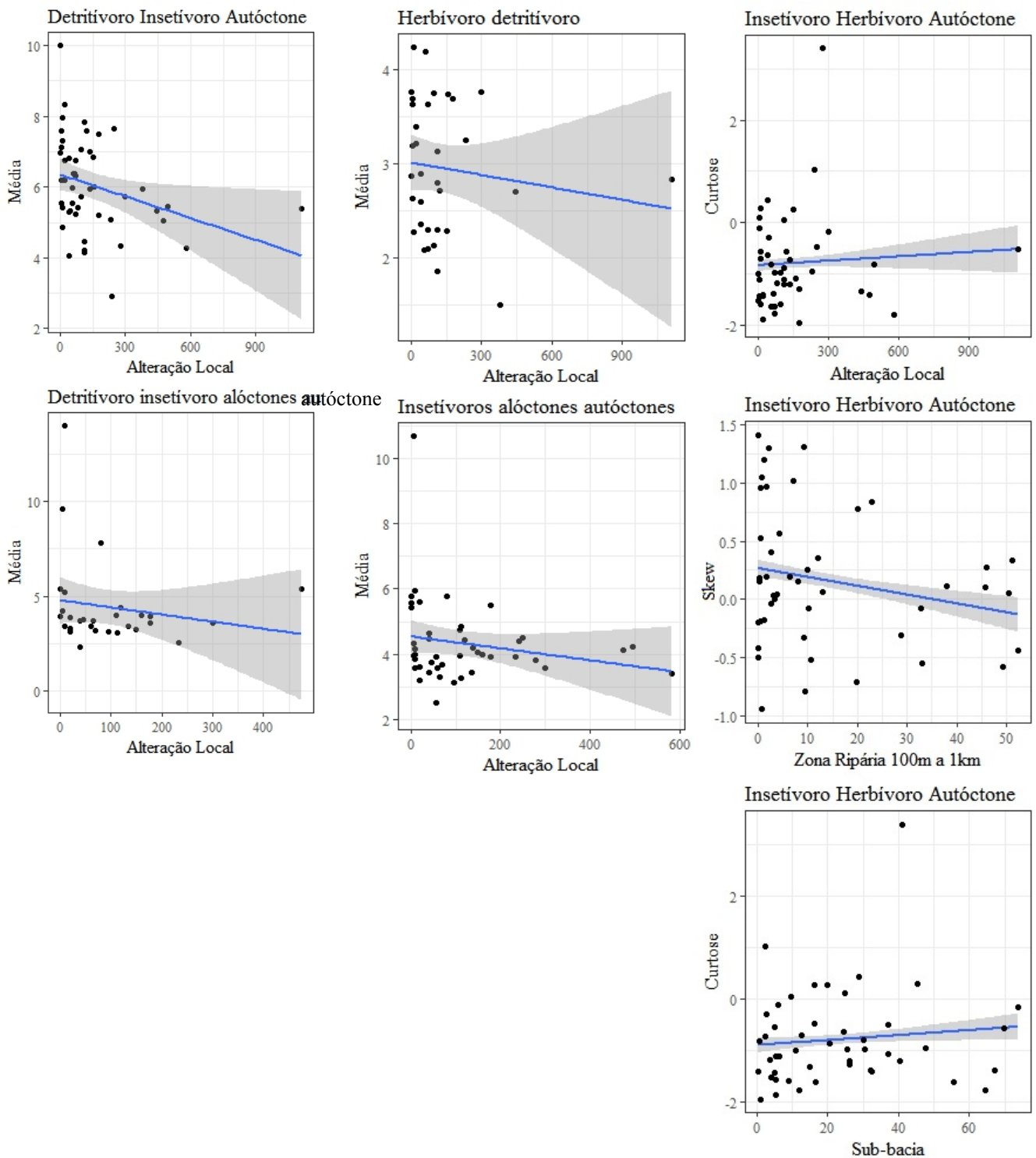


Figura 10: Representação dos modelos lineares. Variável de tamanho corporal pela intensidade de agricultura em escalas espaciais. As primeiras duas colunas (da esquerda para direita) representam o padrão de redução da média do tamanho corporal em escala local para quatro categorias tróficas. A terceira coluna representa a

possível concentração de tamanhos maiores em intensidades maiores de agricultura para Insetívoros Herbívoros Autóctones, uma vez que a skew apresentou relação negativa e a curtose relação positiva.

Respostas de tamanho corporal e os grupos tróficos

Uma maior concentração de tamanhos pequenos com o aumento da intensidade de agricultura nas escalas foi observada pelos valores de *skewness* que apresentou relação positiva em 4 dos 5 modelos em que foi significativa (Tabela 4). Entre insetívoros herbívoros autóctones há predominância de tamanhos maiores onde há maior intensidade de agricultura, uma vez que curtose apresentou efeito significativo positivo juntamente com a *skewness* com valor negativo (Fig. 10).

Detritívoros insetívoros autóctones e insetívoros autóctones apresentaram uma maior variação de tamanhos em ambientes com maior proporção de agricultura em escala ripária e de bacia, respectivamente. Em contraste os carnívoros detritívoros mostraram uma redução na variação de tamanhos, indicando que em ambientes com mais agricultura há uma homogeneização nos tamanhos dos peixes. O grupo dos piscívoros mostrou o aumento do tamanho dos indivíduos com o aumento das alterações em escala ripária e de sub-bacia e foi o grupo que teve os maiores valores de explicação da variação do tamanho corporal (pseudo R^2 0,8).

Nenhum padrão evidente foi observado com relação a origem do alimento de grupos tróficos com dieta total ou parcialmente insetívora, havendo respostas tanto de grupos com insetivoria alóctone como autóctone. Herbívoros insetívoros alóctones e herbívoros insetívoros autóctones mostraram a resposta negativa à curtose. Ou seja, nestes dois grupos tróficos, a frequência de tamanhos pequenos e grandes é maior do que o esperado para a distribuição normal.

DISCUSSÃO

Respostas das métricas de tamanho corporal a agricultura

O tamanho corporal respondeu às múltiplas escalas de alteração pela agricultura, embora nenhuma métrica tenha sido absolutamente dominante nas respostas, sendo que as métricas que respondem variam entre os grupos tróficos e com a escala espacial de mensuração da agricultura. Isso implica em um cenário complexo de efeitos sobre tamanhos, onde ainda é difícil identificar padrões com clareza ou sugerir quais seriam os mecanismos que explicam as respostas em tamanho. Uma implicação desses resultados é que trabalhos que

analisam somente a média não conseguem mostrar o quadro todo, deixando de detectar respostas à alteração do ambiente. Logo, estes resultados permitem dizer que mais de uma métrica de tamanho, além da média, deve ser empregada em futuros estudos. Além do aumento ou diminuição do tamanho médio e da diversidade de tamanhos, já analisados em alguns outros trabalhos (Benejam et al., 2016; Fernandes et al., 2015; Maloney et al., 2006; Melcher et al., 2012), *curtose* e *skewness* mostraram-se promissores, pois podem indicar alterações na estrutura de tamanhos que ocorrem sem que a média ou a amplitude de tamanhos necessariamente variem. Neste estudo, para alguns grupos tróficos a *curtose* indicou uma tendência de maior frequência de indivíduos em tamanhos intermediários com a agricultura, sugerindo favorecimento desses tamanhos em condições ambientais alteradas, ao passo que tamanhos pequenos ou grandes seriam desfavorecidos.

Este efeito foi observado também em nível de assembleia, em que a *curtose* teve valores positivos e aumentou com uso agrícola (exceto na escala local). Por outro lado, não houve resultado significativo para as outras métricas de tamanho (*skewness*, média, coeficiente de variação), diferentemente do que se poderia esperar a partir dos resultados de outros estudos (Fernandes et al., 2015; Benejam et al., 2016). Isso aponta que, com o aumento de agricultura na zona ripária e na bacia, as comunidades tendem a ter maior proporção de indivíduos de tamanho intermediário e menor proporção de grandes e pequenos, o que pode indicar que tamanhos intermediários são favorecidos sob maior intensidade de agricultura. Um efeito similar, em que o aumento de distúrbios foi associado à maior perda de espécies de tamanhos pequenos e grandes, vem sendo descrito na literatura, de modo que espécies de tamanhos intermediários parecem ter menor risco de extinção local (Gibb et al., 2017, analisando comunidades de formigas) ou global (Ripple et al., 2017, para vertebrados) do que espécies pequenas e grandes. Os resultados sobre assembleias de peixes de riachos sugerem que efeito análogo ocorre também quando se observa a relação entre aumento do distúrbio (agricultura na bacia e zona ripária) e o tamanho dos indivíduos da comunidade como um todo, sem distinção de táxon ou grupo funcional, e também dentro de alguns grupos tróficos. Nesse caso, é possível que esteja havendo seleção diferencial de indivíduos de tamanho intermediário, em detrimento de tamanhos pequenos e grandes.

Já ao nível de grupos tróficos, *skewness* indicou maior favorecimento de indivíduos pequenos (*right or positive skewness*), embora isso só tenha sido acompanhado por redução do tamanho médio no grupo dos insetívoros autóctones. Além disso, houve um aumento na diversidade de tamanhos, como também observado por Benejam et al. (2016), que sugeriram que em locais mais alterados esse efeito é causado por uma mudança na composição de espécies, com predomínio das mais tolerantes, que ao mesmo tempo ampliam a diversidade de

tamanhos. Não foram investigados neste trabalho os mecanismos que podem afetar curtose e *skewness*, mas eles podem estar associados ao efeito de predação (Griffiths, 2013), competição (Geisler-Lee et al. 2017, avaliado em uma comunidade de plantas) ou mesmo de tolerância a alteração de condições ambientais (Amorin et al. 2017, avaliado em uma comunidade de invertebrados terrestres). A redução da diversidade de tamanhos (CV) indica uma homogeneização dos tamanhos, que foi observada para os detritívoros e herbívoros detritívoros em escala local e para os carnívoros detritívoros em escala ripária.

Respostas em escalas espaciais e métricas de tamanho corporal.

Cada escala de alteração ambiental, da local à bacia, pode ter um efeito diferente nas comunidades aquáticas (Lammert and Allan, 1999). Nas mesmas comunidades analisadas neste estudo, Dala-Corte et al. (2016) mostraram que a riqueza de espécies e a diversidade funcional são afetadas pelo uso da terra em três diferentes escalas e por diferentes mecanismos (alteração da cobertura de macrófitas e aporte sedimentos finos). Observou-se que aumento da agricultura na LDI e na zona ripária 1km a montante (Tabela 4) foi associado a alterações de tamanho corporal em 10 grupos tróficos, as métricas de tamanho indicaram redução do tamanho médio, maior frequência de tamanhos pequenos (*right skew*) e menor diversidade de tamanhos nesta escala.

Para os detritívoros e herbívoros detritívoros os resultados indicam que a perturbação por agricultura pode ser responsável por um efeito tanto de redução, como de homogeneização nos tamanhos, o que pode estar associado à redução da entrada de detritos lenhosos e restos de folhas da vegetação ripária mais próxima (ver Dala-Corte et al. 2016). Estes resultados são, portanto, consistentes com os de Dala-Corte et al. (2016), ao indicar que alterações no tamanho corporal dentro de grupos tróficos foram relacionadas principalmente à agricultura em escala local, sugerindo que a vegetação ripária pode ter um papel importante em atenuar efeitos de uso da terra na bacia sobre aspectos funcionais dos riachos.

No entanto, as respostas mais importantes (maiores valores de coeficientes) ocorreram em escala mais ampla e para grupos tróficos distintos (insetívoros autóctones e piscívoros) daqueles da escala local. Sendo assim, as respostas de tamanho corporal das assembleias de peixes à conversão agrícola são dependentes não apenas do grupo trófico, mas também da escala espacial em que se avalia o uso agrícola.

No grupo dos herbívoros detritívoros, foi observada uma redução do tamanho médio em escala local (acompanhada pelo aumento da diversidade de tamanhos) e aumento do tamanho em escala ripária, ou seja, uma resposta contrastante do mesmo grupo entre escalas.

Isso pode sugerir muitas causalidades possíveis, como o aumento do aporte de nutrientes (advindos da presença de gado e fertilizantes) em escala local (Allan, 2004), beneficiando a produtividade primária (Burrell, et al. 2014) e disponibilidade de alimentos, colaborando com o aumento da densidade de indivíduos e com a diversidade de tamanhos, acompanhada de uma redução dos tamanhos, enquanto para o aumento em escala ripária outros processos podem ocorrer como a falha no recrutamento de indivíduos jovens ou maior taxa de crescimento (Murphy et al., 2013)

Intensidade das respostas de tamanho corporal e grupos tróficos

As respostas observadas ao nível de grupos tróficos variaram em escala e na variável descritora da distribuição de tamanhos, dificultando a compreensão dos potenciais mecanismos de explicação. Para herbívoros detritívoros (Tabela 4) foi observada uma relação de aumento do tamanho em relação a maior intensidade de agricultura na escala ripária, o que sustenta a expectativa inicial. Outros autores (Bojsen and Barriga, 2002) relatam um efeito negativo do desflorestamento em caracíformes omnívoros, e os resultados deste trabalho convergem com esta ideia. Tais resultados indicam que os herbívoros omnívoros (grupo trófico dominado por caracídeos) têm uma maior concentração de indivíduos em tamanhos pequenos (*right, or positive, skew*) em locais onde os herbívoros detritívoros têm tamanho maior. Para os herbívoros insetívoros a curtose foi significativa e negativa para diferentes escalas entre autóctones (escala local) e alóctones (escala ripária) que indica maior simetria entre os tamanhos como sugerido por Griffiths (2013).

Os insetívoros herbívoros apresentaram uma concentração em tamanhos maiores (*left skew*), neste caso a herbívora como fonte secundária de alimentos pode estar influenciando positivamente este resultado, uma vez que os outros grupos que se alimentam principalmente de insetos responderam negativamente com todas as métricas e escalas de intensidade de agricultura. Para estes grupos, média e *skewness* indicaram redução e maior concentração de tamanhos pequenos (*right skew*) em maiores intensidades de conversão entre as escalas. Este efeito pode ter relação com a menor entrada de material alóctone resultante do desflorestamento da zona ripária (Bojsen and Barriga, 2002), com a possível redução de insetos causada pelos agrotóxicos (Hallmann et al., 2017), ou com a substituição de invertebrados por detritos e matéria orgânica, em áreas com menor vegetação ripária (Lobón-Cerviá et al., 2016), uma vez que insetos derivados de regiões terrestres são uma importante fonte de alimento para peixes quando os insetos aquáticos são escassos (Pusey and Arthington, 2003).

Os grupos tróficos de topo em que as respostas mais acentuadas foram os piscívoros, para o qual a resposta foi o oposto do esperado inicialmente. Os resultados também parecem consistentes com a observação de Wichert and Rapport (1998) de que os peixes maiores e predadores de topo seriam os primeiros a serem afetados pelas mudanças no ambiente. Este fato indica a ocorrência de algum processo ecológico, porém, a baixa frequência ou abundância das espécies que compõem os grupos correspondentes aos níveis tróficos mais elevados, principalmente os piscívoros, impossibilitaram que as outras medidas do tamanho pudessem ser obtidas, o que impede investigações mais profundas.

Implicações ecológicas

Um padrão em ecologia é que a agricultura pode afetar as comunidades aquáticas em múltiplas escalas espaciais (Allan, 2004) e de organização biológica, desde efeitos fisiológicos (Blevins et al., 2013), populacionais (Utz et al., 2010) e, principalmente, em nível de comunidade (Pool et al., 2010). Nas próprias assembléias de peixes estudadas neste trabalho, foi relatado efeito da agricultura sobre diversidade funcional e taxonômica (Dala-Corte et al., 2016), e aqui são descritas evidências adicionais para este efeito sobre características de tamanho corporal na comunidade como um todo e, principalmente em diferentes grupos tróficos. A relação entre alterações de tamanho corporal em grupos tróficos de peixes é algo que pouco havia sido abordado na literatura. Este fato abre uma nova perspectiva para buscar a compreensão de como as comunidades aquáticas respondem a alterações no uso e cobertura da terra, por exemplo, via estudo de mecanismos seletivos de tamanho individual, os quais podem estar ligados ao risco de extinção local de espécies (Gibb et al., 2017; Ripple et al., 2017) ou a alterações ecossistêmicas (Woodward and Warren, 2007).

Índices multimétricos de integridade (p.e, Karr, 1981, Santos and Esteves, 2015, Carvalho et al., 2017) não incorporam tamanho corporal, trabalhando apenas com medidas de diversidade. Os resultados deste trabalho sugerem que o tamanho corporal de peixes pode ser usado como indicador complementar ou integrado a tais índices. Além disso, não apenas o tamanho corporal médio, mas medidas de curtose e skewness podem contribuir para o entendimento dos processos ecológicos que ocorrem em gradientes de perturbação, em especial causados pelas atividades agrícolas. Estes resultados também reforçam a importância de análise de fatores causais em múltipla escala espacial, para compreender efeitos sobre ecossistemas lóticos e para priorizar indicadores a serem utilizados em monitoramentos ambientais (Leal et al., 2016; Carvalho et al., 2017; Kuhene et al. 2017). O tamanho do corpo

combinado aos grupos tróficos pode ser usado para criar métricas de integridade de riachos com uma utilidade mais geral, podendo deixar mais aparente os estresses ambientais que estão ocorrendo e assim dar foco para os esforços de gestão em ecossistemas lóticos (Townsend and Thompson, 2007).

CONCLUSÃO

Este trabalho é um dos primeiros a investigar diretamente o efeito da intensidade de agricultura na variação do tamanho corporal de grupos tróficos de peixes. Os trabalhos realizados anteriormente (por exemplo, Benejam et al., 2016; Maloney et al., 2006) se limitaram a fazer investigações em nível populacional ou entre comunidades, na maioria das vezes desconsiderando as similaridades e diferenças funcionais entre espécies. De modo geral, os efeitos da agricultura se dão no sentido da diminuição do tamanho médio, do aumento da proporção de indivíduos de tamanhos menores ou do aumento da proporção de indivíduos em tamanhos intermediários em detrimento dos tamanhos menores e maiores. A diversidade de tamanhos teve comportamento variável, aumentando ou diminuindo dependendo do grupo trófico. Em escala local o efeito foi relacionado à redução do tamanho corporal ou ao aumento da proporção de tamanhos pequenos. Em escala ripária e de bacia a resposta foi dependente de como a intensidade da alteração está atuando no riacho. A intensidade da alteração pode aumentar ou reduzir recursos alimentares por meio de fluxos que são alterados indiretamente/diretamente pela intensidade de agricultura na bacia, como a entrada de materiais e insetos de origem alóctone ou a manutenção dos recursos autóctones dentro dos riachos. Esta provável variação nos recursos alimentares, que são observados de uma maneira inicialmente sutil nos grupos, pode ser identificada de maneira mais robusta pelas variações nos tamanhos corporais entre locais com menor e maior intensidade de agricultura. A identificação desses processos, ajuda a entender como a agricultura vem influenciando as assembleias de peixes em riachos e ajuda a planejar melhor medidas de conservação da fauna aquática em bacias hidrográficas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257–284.
doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Amorim, M.J.B., Pereira, C., Soares, A.M.V.M., Scott-Fordsmand, J.J., 2017. Does long term low impact stress cause population extinction?. *Environmental Pollution*.220, 1014-1023. doi: 10.1016/j.envpol.2016.11.044
- Benejam, L., Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Loureiro, M., Jeppesen, E., Brucet, S., Shuter, B., 2016. Assessing effects of change in land use on size-related variables of fish in subtropical streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73, 547–556. doi:10.1139/cjfas-2015-0025
- Blevins, Z.W., Effert, E.L., Wahl, D.H., Suski, C.D., 2013. Land use drives the physiological properties of a stream fish. *Ecol. Indic.* 24, 224–235. doi:10.1016/j.ecolind.2012.06.016
- Bojsen, B., Barriga, R., 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshw. Biol.* 47, 2246–2260.
- Boldrini, I.I., 2009. A flora dos campos do Rio Grande do Sul, in: Pillar, V. de P.; Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S; Jacques, A.V.A (Eds), *Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. First. ed. MMA, Brasília.
- Brucet, S., Boix, D., Quintana, X.D., Jensen, E., Nathansen, L.W., Trochine, C., Meerhoff, M., Gascón, S., Jeppesen, E., 2010. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: Implications for effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 55, 1697–1711. doi:10.4319/lo.2010.55.4.1697
- Burrell, T. K., O'Brien, J. M., Graham, S. E., Simon, K. S., Harding, J. S., and McIntosh, A. R., 2014. Riparian shading mitigates stream eutrophication in agricultural catchments. *Freshwater Science* 33, 73–84. doi:10.1086/674180
- Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Hughes, R.M., Pompeu, P.S., 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savannastreams. *Ecol. Indic.* 77, 386–396.
- Dala-Corte, R.B., Giam, X., Olden, J.D., Becker, F.G., Guimaraes, T. de F., Melo, A.S., 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands. *Freshw. Biol.* 61, 1921–1934. doi:10.1111/fwb.12825
- Fernandes, I., Penha, J., Zuanon, J., 2015. Size-dependent response of tropical wetland fish communities to changes in vegetation cover and habitat connectivity. *Landsc. Ecol.* 30, 1421–1434. doi:10.1007/s10980-015-0196-2

- Fraker, M.E., Snodgrass, J.W., Morgan, F., 2002. Differences in growth and maturation of blacknose dace (*Rhinichthys atratulus*) across an urban-rural gradient. *Copeia* 1122–1127.
- Fritschie, K.J., Olden, J.D., 2016. Disentangling the influences of mean body size and size structure on ecosystem functioning: an example of nutrient recycling by a non-native crayfish. *Ecol. Evol.* 6, 159–169. doi:10.1002/ece3.1852
- Geisler-Lee, J., Liu, X.c, Rang, W., Raveendiran, J., Szubryt, M.B., Gibson, D.J., Geisler, M., Cheng, Q. Image-based analysis to dissect vertical distribution and horizontal asymmetry of conspecific root system interactions in response to planting densities, nutrients and root exudates in *Arabidopsis Thaliana*. *Plants* 6,46. doi: 10.3390/plants6040046
- Gibb, H., Sanders, N.J., Dunn, R.R., Arnan, X., Vasconcelos, H.L., Donoso, D.A., Andersen, A.N., Silva, R.R., Bishop, T.R., Gomez, C., Grossman, B.F., Yusah, K.M., Luke, S.H., Pacheco, R., Pearce-Duvel, J., Retana, J., Tista, M., Parr, C.L., 2017. Habitat disturbance selects against both small and large species across varying climates. *Ecography (Cop.)*. 1–9. doi:10.1111/ecog.03244
- Griffiths, D., 2013. Body size distributions in North American freshwater fish: Small-scale factors and synthesis. *Ecol. Freshw. Fish* 22, 257–267. doi:10.1111/eff.12023
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12, e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809
- Hanchet, S.M., 1990. Effect of land use on the distribution and abundance of native fish in tributaries of the Waikato River in the Hakarimata Range, North Island, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 24, 159–171. doi:10.1080/00288330.1990.9516411
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P. V, Helfman, G.S., Jones, E.B., 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 95, 14843–14847. doi:10.1073/pnas.95.25.14843
- Jones, J.I. and Jeppesen, E., 2007. Body size and trophic cascades in lakes, in: Hildrew, A.G., Raffaelli, D.G., Edmonds-Brown, R., (Eds.), *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*, First. ed. Cambridge University Press, New York, NY.
- Jeffries, K.M., Jackson, L.J., Peters, L.E., Munkittrick, K.R., 2008. Changes in population, growth, and physiological indices of longnose dace (*Rhinichthys cataractae*) in the Red Deer River, Alberta, Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 55, 639–651. doi:10.1007/s00244-008-9146-1

- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries* 6, 21–27.
doi:10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AObiuf>2.0.CO;2
- Kuehne, M.L., J.D. Olden, A.L. Streecker, J.J. Lawer, & D.M. Theobald, 2017. Past, present, and future of ecological integrity assessment for fresh waters. *Front Ecological Environment* 15:197-205.
- Lammert, M., Allan, J., 1999. Environmental Auditing: Assessing Biotic Integrity of Streams: Effects of Scale in Measuring the Influence of Land Use/Cover and Habitat Structure on Fish and Macroinvertebrates. *Environ. Manage.* 23, 257–270.
doi:10.1007/s002679900184
- Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferraz, S.F., Thomson, J.R. and Mac Nally, R., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), pp.1725-1745.
- Leitão, R.P., Zuanon, J., Mouillot, D., Leal, C.G., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Villéger, S., Pompeu, P.S., Kasper, D., Paula, F.R. De, Ferraz, S.F.B., Gardner, T.A., 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography (Cop.)*. 41, 219–232.
doi:10.1111/ecog.02845
- Lobón-Cerviá, J., Mazzoni, R., Rezende, C.F., 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. *J. Fish Biol.* 89, 50–64.
doi:10.1111/jfb.12973
- Lorion, C.M., Kennedy, B.P., 2009. Riparian Forest Buffers Mitigate the effects of Deforestation on Fish Assemblages in Tropical Headwater Streams Published by : Ecological Society of America Linked references are available on JSTOR for this article : Your use of the JSTOR archive indicate. *Ecol. Appl.* 19, 468–479.
- Maloney, K.O., Mitchell, R.M., Feminella, J.W., 2006. Influence of catchment disturbance on *Pteronotropis euryzonus* (broadstripe shiner) and *Semotilus thoreauianus* (Dixie chub). *Southeast. Nat.* 5, 393–412. doi:10.1656/1528-7092(2006)5[393:IOCDOP]2.0.CO;2
- Melcher, A.H., Ouedraogo, R., Schmutz, S., 2012. Spatial and seasonal fish community patterns in impacted and protected semi-arid rivers of Burkina Faso. *Ecol. Eng.* 48, 117–129. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.07.012
- Mello, E.E.Z. de, 2017. A fish-based Multimetric Index for assessing biotic integrity of Brazilian southern grasslands. Federal University Of Rio Grande do Sul.
- Menezes, B.A., 2016. Pressão ambiental em bacias hidrográficas do Pampa e sua relação com a ictiofauna. Federal University Of Rio Grande do Sul.

- Murphy, C.A., Casals, F., Solà, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E., 2013. Efficacy of population size structure as a bioassessment tool in freshwaters. *Ecol. Indic.* 34, 571–579. doi:10.1016/j.ecolind.2013.06.007
- Murphy, C.A., Casals, F., Solà, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E., Sola, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E., 2013. Efficacy of population size structure as a bioassessment tool in freshwaters. *Ecol. Indic.* 34, 571–579. doi:10.1016/j.ecolind.2013.06.007
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O’Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H., 2017. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-4. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olden, J.D., Hogan, Z.S., Zanden, M.J. Vander, 2007. Small fish, big fish, red fish, blue fish: Size-biased extinction risk of the world’s freshwater and marine fishes. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 694–701. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00337.x
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., Forneck, E.D., 2007. Brazil’s neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9, 101–116. doi:10.1016/j.ppees.2007.07.005
- Palazzi, G. 2018. A meta para o sistema de áreas protegidas no bioma Pampa: Como estamos e para onde vamos?. Federal University of Rio Grande do Sul.
- Pool, T.K., Olden, J.D., Whittier, J.B., and Paukert, C.P. 2010. Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(11): 1791–1807. doi:10.1139/F10-095.
- Pusey, B.J., Arthington, A., 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish : a review. *Mar. Freshw. Res.* 54, 1–16. doi:https://doi.org/10.1071/MF02041
- R Development Core Team, 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. In: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <http://www.R-project.org/>
- Revelle, W., 2017. *Psych: Procedures for Psychological, Psychometric, and Personality Research*. Northwestern University, Evanston, IL, <http://personality-project.org/r/psych.manual.pdf> (accessed 21.01.18).
- Rabeni, C.F., Smale, M.A., 1995. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiologia* 303, 211–219. doi:10.1007/BF00034058
- Ripple, W.J., Wolf, C., Newsome, T.M., Hoffmann, M., Wirsing, A.J., McCauley, D.J., 2017. Extinction risk is most acute for the world’s largest and smallest vertebrates. *Proc. Natl.*

- Acad. Sci. 201702078. doi:10.1073/pnas.1702078114
- Roesch, L.F.W., Vieira, F.C.B., Pereira, V.A., Schünemann, A.L., Teixeira, I.F., Senna, A.J.T., Stefenon, V.M., 2009. The Brazilian Pampa: A fragile biome. *Diversity* 1, 182–198. doi:10.3390/d1020182
- Rowe, D.K., Smith, J., Quinn, J., Boothroyd, I., 2002. Effects of logging with and without riparian strips on fish species abundance, mean size, and the structure of native fish assemblages in Coromandel, New Zealand, streams. *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 36, 67–79.
- Santos, F.B. & K.E. Esteves, 2015. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for the Assessment of Streams Located in a Sugarcane-Dominated Landscape in Southeastern Brazil. *Environmental Management* 56:532–548.
- Townsend, C. R and Thompson, R. M., 2007. Body size in streams: macroinvertebrate community size composition along natural and human-induced environmental gradients, in: Hildrew, A.G., Raffaelli, D.G., Edmonds-Brown, R., (Eds.), *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*, First. ed. Cambridge University Press, New York, NY.
- Wichert, G.A., Rapport, D.J., 1998. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in a agricultural drainage basin. *Environ. Manage.* 22, 425–443.
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J., Valido, A., Warren, P.H., 2005. Body size determinants of structure and dynamics of ecological networks: scaling from the individual to the ecosystem. *Trends in Ecology and Evolution.* 20, 402–409.
- Woodward, G., Warren, P., 2007. Body size and predatory interactions in freshwaters: scaling from individuals to communities, in: Hildrew, A.G., Raffaelli, D.G., Edmonds-Brown, R., (Eds.), *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*, First. ed. Cambridge University Press, New York, NY.
- UFRGS-IB-Centro de Ecologia. Mapeamento da cobertura vegetal do Bioma Pampa: Anobase 2009. Porto Alegre: UFRGS-IB-Centro de Ecologia. 2016.
- Utz, R. M., Hilderbrand, R. H., Raesly, R. L. 2010. Regional differences in patterns of fish species loss with changing land use. *Biological Conservation.* 143:688-699. doi:10.1016/j.biocon.2009.12.006

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S 1: Classificação das espécies em categoria trófica e fonte de obtenção de recursos. Os (*) simbolizam as classificações realizadas por especialista (F. G. Becker) com base em similaridade taxonômica e de hábitat.

Adaptada de Mello (2017).

Categoria Trófica	Fonte de Recurso	Espécie	Bibliografia consultada
Detritívoro	Autóctone	<i>Hemiancistrus punctulatus</i>	Luz-Agostinho et al., 2006; Langoni, 2015;
Detritívoro	Autóctone	<i>Hypostomus aspilogaster</i>	Luz-Agostinho et al., 2006
Detritívoro	Autóctone	<i>Hypostomus uruguaensis</i>	*
Detritívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria strigilata</i>	Lopes, 2010; Luz-Agostinho et al., 2006
Detritívoro	Autóctone	<i>Steindachnerina biornata</i>	Machin, 2012; Luz-Agostinho et al., 2006
Detritívoro	Autóctone	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Lopes et al., 2016
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Quintans et al., 2009; Gonzales-Berdonzoni et al., 2016
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Cyphocharax saladensis</i>	Hartz & Barbieri 1994; Pereira, 2009
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Cyphocharax spilotos</i>	Hartz & Barbieri 1994; Luz-Agostinho et al., 2007
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Cyphocharax voga</i>	Hartz & Barbieri 1994; Soccol-Pereira, 2009
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	Langoni, 2015
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Hypostomus commersonii</i>	Gelós et al., 2010; Fernandez et al., 2012
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Otocinclus arnoldi</i>	*
Detritívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Otocinclus flexilis</i>	Fernández et al., 2012; Gonzales-Berdonzoni et al., 2016
Detritívoro-Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Ancistrus brevipinnis</i>	Langoni, 2015
Detritívoro-Insetívoro	Alóctone -Autóctone	<i>Ancistrus taunay</i>	Fuentes, 2011
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Callichthys callichthys</i>	Mol, 1995; Lopes et al., 2016
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria baliola</i>	*
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria cadeae</i>	Bonato et al., 2012
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria longicauda</i>	*
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria microlepidogaster</i>	Leal, 2017; Lopes, 2010
Detritívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Rineloricaria stellata</i>	Ghazzi, 2008
Hematófago	Autóctone	<i>Homodiaetos anisitsi</i>	Pinna & Woaiacki, 2003
Herbívoro	Autóctone	<i>Serrapinnus calliurus</i>	Alves et al., 2012; Prado et al., 2016
Herbívoro-Detritívoro	Autóctone	<i>Hisonotus armatus</i>	Casatti et al., 2002; Motta & Uieda, 2005
Herbívoro-Detritívoro	Autóctone	<i>Hisonotus charrua</i>	Casatti et al., 2002; Motta & Uieda, 2005
Herbívoro-Detritívoro	Autóctone	<i>Hisonotus laevior</i>	Casatti et al., 2002; Motta & Uieda, 2005
Herbívoro-Detritívoro	Autóctone	<i>Hisonotus notopagos</i>	Casatti et al., 2002; Motta & Uieda, 2005

Herbívoro-Detrítivo	Autóctone	<i>Hisonotus ringueleti</i>	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Motta & Uieda, 2005; Motta & Uieda, 2008
Herbívoro-Detrítivo	Autóctone	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	Correa 2011; Casatti 2002;
Herbívoro-Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax dissensus</i>	*
Herbívoro-Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax aff fasciatus</i>	Villela <i>et al.</i> , 2002; Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Herbívoro-Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax henseli</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006, Bonatto <i>et al.</i> , 2017
Herbívoro-Insetívoro	Alóctone	<i>Astyanax jacuhiensis</i>	Correa, 2011; Bonatto <i>et al.</i> , 2017
Herbívoro-Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax procerus</i>	Bonatto <i>et al.</i> , 2017
Herbívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	Dias, 2007
Herbívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Cheirodon interruptus</i>	Dias, 2008
Herbívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Diapoma terofali</i>	Neiff <i>et al.</i> , 2009
Herbívoro-Insetívoro	Autóctone	<i>Odontostilbe pequirá</i>	Ximenes <i>et al.</i> , 2011; Fuentes, 2011
Herbívoro-Omnívoro	Autóctone	<i>Hypheobrycon anisitsi</i>	Uieda <i>et al.</i> , 1997; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016; Bennemann, 2005
Herbívoro-Omnívoro	Autóctone	<i>Hypheobryconluetkenii</i>	Correa, 2011; Pereira, 2009; Graciolli, 2010
Herbívoro-Omnívoro	Autóctone	<i>Hypheobrycon meridionalis</i>	Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
Herbívoro-Omnívoro	Autóctone	<i>Hypheobrycon togoi</i>	*
Herbívoro-Omnívoro	Autóctone	<i>Pseudohemiodon laticeps</i>	*Silva, 2006
Insetívoro	Autóctone	<i>Bunocephalus doriae</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Melo <i>et al.</i> , 2004
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium occidentale</i>	Mazzoni <i>et al.</i> , 2011
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium orientale</i>	Mazzoni <i>et al.</i> , 2012
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium pterostictum</i>	Becker <i>et al.</i> , 2017
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium tenue</i>	Mazzoni <i>et al.</i> , 2011
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium zebra</i>	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Silva, 2009
Insetívoro	Autóctone	<i>Characidium aff zebra</i>	*Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Silva, 2010
Insetívoro	Autóctone	<i>Diapoma alegretensis</i>	Bonatto 2016
Insetívoro	Autóctone	<i>Cyanocharax sp</i>	Bonatto 2016
Insetívoro	Autóctone	<i>Cyanocharax uruguayensis</i>	Bonatto 2018
Insetívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Diapoma speculiferum</i>	Graciolli, 2010
Insetívoro	Autóctone - Alóctone	<i>Gymnotus aff carapo</i>	*Resende <i>et al.</i> , 2006; Lopes <i>et al.</i> , 2015
Insetívoro	Autóctone - Alóctone	<i>Gymnotus carapo</i>	Resende <i>et al.</i> , 2006; Lopes <i>et al.</i> , 2016
Insetívoro	Autóctone	<i>Heptapterus mustelinus</i>	Albrecht, 2012; Bonatto & Fialho, 2014; Gonzalez-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
Insetívoro	Autóctone	<i>Heptapterus sympterygium</i>	*
Insetívoro	Autóctone	<i>Imparfinis mishky</i>	Casatti <i>et al.</i> , 2002; Tofóli <i>et al.</i> , 2013
Insetívoro	Autóctone	<i>Imparfinis sp</i>	*Casatti <i>et al.</i> , 2002; Tofóli <i>et al.</i> , 2014
Insetívoro	Autóctone	<i>Ituglanis australis</i>	Polaz, 2013; Ibanez <i>et al.</i> , 2007; Anjos, 2004

Insetívoro	Autóctone	<i>Ituglanis inusitatus</i>	Polaz, 2013; Ibanez <i>et al.</i> , 2007; Anjos, 2005
Insetívoro	Autóctone	<i>Microglanis cottoides</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Insetívoro	Autóctone	<i>Microglanis sp</i>	*Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2007
Insetívoro	Alóctone-Autóctone	<i>Mimagoniates inequalis</i>	Correa, 2011; Gracioli, 2010
Insetívoro	Autóctone	<i>Pseudobunocephalus iheringii</i>	* Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Melo <i>et al.</i> , 2004
Insetívoro	Alóctone	<i>Pseudocorydopoma doriae</i>	Gracioli <i>et al.</i> , 2010
Insetívoro	Autóctone	<i>Rhamdella eriarcha</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Insetívoro	Autóctone	<i>Rhamdella longiuscula</i>	*
Insetívoro	Autóctone	<i>Trichomycterus poikilos</i>	Bonato & Fialho, 2014
Insetívoro-Detritívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	Selmo, 2010; Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Villela <i>et al.</i> , 2002
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax laticeps</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2017
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax saguazu</i>	Neves <i>et al.</i> , 2015; Bonato <i>et al.</i> , 2017
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax sp. '1'</i>	*
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax sp. '2'</i>	*
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax stenohalinus</i>	*
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Astyanax xiru</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2017
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Australoheros minuano</i>	*
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Australoheros scitulus</i>	Gonzales-Bergonzoni, 2011; Gonzales-Bergonzoni <i>et al.</i> , 2016
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Bryconamericus iheringii</i>	Dala-Corte <i>et al.</i> , 2016; Bonatto <i>et al.</i> , 2017
Insetívoro-Herbívoro	Alóctone - Autóctone	<i>Cichlasoma dimerus</i>	Novakowski <i>et al.</i> , 2016
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Corydoras paleatus</i>	Saccol-Pereira, 2009; Correia, 2011; Casatti, 2002
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Corydoras cf undulatus</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2012
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Corydoras undulatus</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2013
Insetívoro-Herbívoro	Autóctone	<i>Heterocheirodon yatai</i>	Hirano & Azevedo, 2017
Insetívoro-Piscívoro	Autóctone	<i>Crenicichla punctata</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Pereira, 2009
Insetívoro-Piscívoro	Autóctone	<i>Crenicichla cf scotti</i>	*Bures 2015; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2015
Insetívoro-Piscívoro	Autóctone	<i>Crenicichla scotti</i>	Bures 2015; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
Omnívoro-Carnívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	Yafe <i>et al.</i> , 2002; Soccol-Pereira, 2009
Piscívoro	Autóctone	<i>Hoplias malabaricus</i>	Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Piscívoro	Autóctone	<i>Oligosarcus robustus</i>	Soccol-Pereira, 2009; Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006
Piscívoro-Carnívoro	Alóctone-Autóctone	<i>Oligosarcus jacuiensis</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2017
Piscívoro-	Alóctone-	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	Bonato <i>et al.</i> , 2017; Pereira, 2009

Carnívoro	Autóctone		
Piscívoro- Carnívoro	Autóctone	<i>Oligosarcus sp.</i>	*
Piscívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Crenicichla lepidota</i>	Soccol-Pereira, 2009; Bures, 2010
Piscívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Rhamdia quelen</i>	Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Bonatto & Fialho, 2014; Pagotto, 2011
Piscívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Rhamdia sp.</i>	*Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Bonatto & Fialho, 2014; Pagotto, 2012
Carnívoro	Autóctone	<i>Scleronema aff. operculatum</i>	*Masden, 2011
Carnívoro	Autóctone	<i>Scleronema minutum</i>	*Masden, 2012
Carnívoro	Autóctone	<i>Scleronema operculatum</i>	*Masden, 2013
Carnívoro	Autóctone	<i>Scleronema sp. 'ibicui'</i>	*Masden, 2014
Carnívoro	Autóctone	<i>Scleronema sp. 'quarai'</i>	*Masden, 2015
Carnívoro- Detritívoro	Autóctone	<i>Australoheros facetus</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Yafe <i>et al.</i> , 2002; Fernández <i>et al.</i> , 2012
Carnívoro- Detritívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	Soccol-Pereira, 2009; Longoni, 2009; Gonzales-Berdonzoni <i>et al.</i> , 2016
Carnívoro- Detritívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus mekinos</i>	Bonatto, 2016
Carnívoro- Detritívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	Gelós, 2010; Bonatto, 2016
Carnívoro- Detritívoro	Autóctone	<i>Gymnogeophagus pseudolabiatus</i>	Bonatto, 2016
Carnívoro- Herbívoro	Autóctone	<i>Eigenmannia trilineata</i>	Giora, 2004; Resende <i>et al.</i> , 2016
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Hanh & Loureiro-Crippa, 2006; Ximenes <i>et al.</i> , 2011; Novakowski <i>et al.</i> , 2016
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Brachyhyopomus bombilla</i>	Giora <i>et al.</i> , 2011
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Charax stenopterus</i>	Luz-Agostinho <i>et al.</i> , 2006; Saccol-Pereira, 2009
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Heptapterus sp.</i>	Bonatto & Fialho, 2014
Carnívoro- Insetívoro	Alóctone- Autóctone	<i>Moenkhausia dichroua</i>	Rejas <i>et al.</i> , 2005; Tofoli <i>et al.</i> , 2010
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Oligosarcus oligolepis</i>	Barros, 2014
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Pimelodella australis</i>	*SEVERO-NETO <i>et al.</i> , 2001
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Pimelodella gracilis</i>	*SEVERO-NETO <i>et al.</i> , 2002
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Pimelodella sp.</i>	*SEVERO-NETO <i>et al.</i> , 2003
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Synbranchus aff marmoratus</i>	*Fernández <i>et al.</i> , 2011
Carnívoro- Insetívoro	Autóctone	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Fernández <i>et al.</i> , 2012

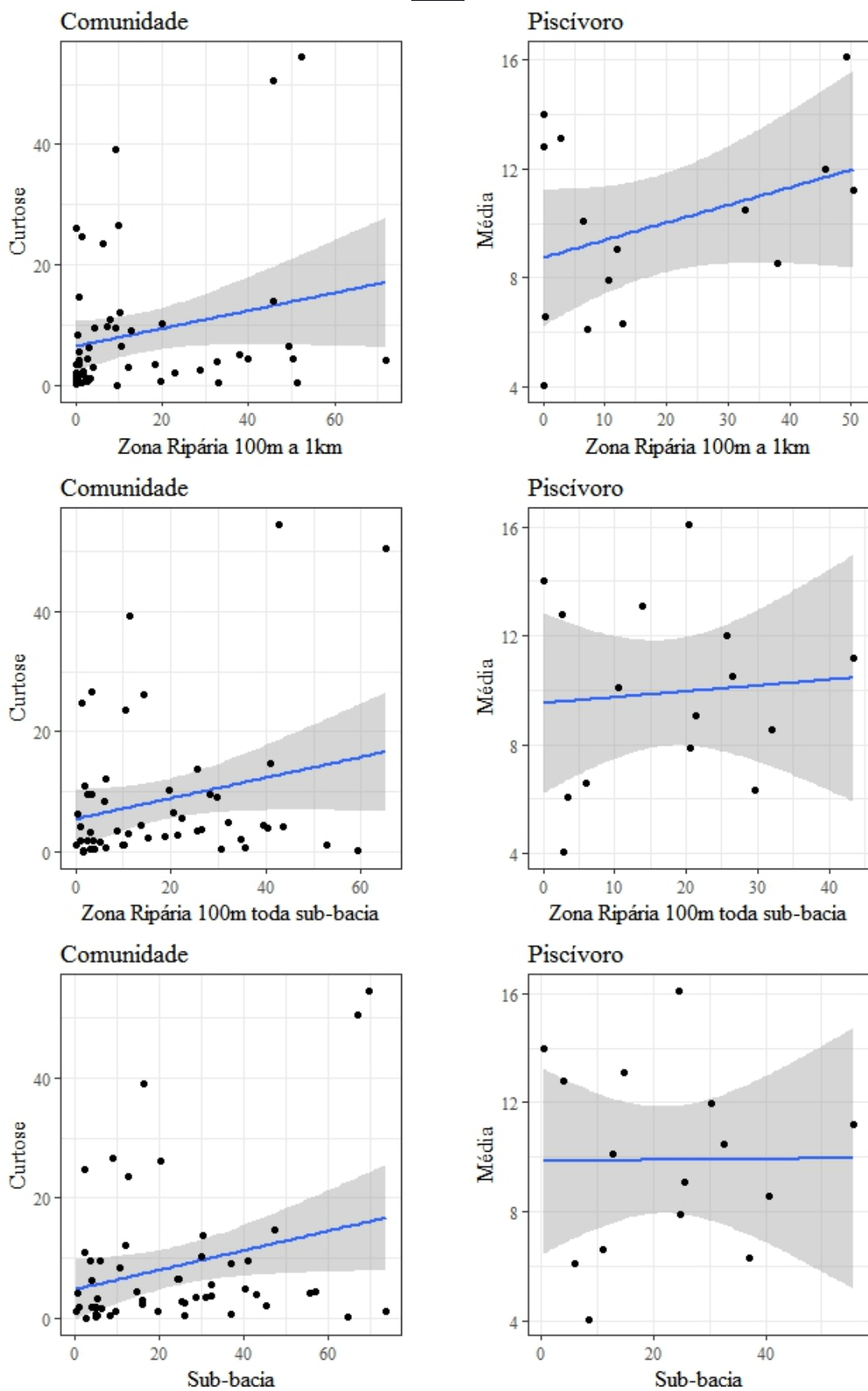


Figura S 1: Representação dos modelos lineares. Variável de tamanho corporal pela intensidade de agricultura em escalas espaciais, foi observado um padrão de aumento da curtose e da média do tamanho corporal em múltiplas escalas para comunidade (coluna da esquerda) e para piscívoros (coluna da direita).

Cálculo da variabilidade natural dos riachos

Os dados das variáveis de habitat obtidos de Dala-Corte et. al 2016, são categóricos variando de 0 a 4, cada categoria corresponde a uma classe de densidade daquela característica no ponto observado, por exemplo densidade de Rocha Lisa no ponto A = 3, que corresponde a uma dominância que varia entre 10-40% deste descritor no ponto A. Em todos os riachos amostrados os descritores do habitat foram registrados para 11 pontos dentro da transecção do riacho (Fig. S2). Para substrato e abrigo para peixes foi substituído o valor da categoria (0,1,2,3,4) pelo valor médio correspondente a densidade observada (0,5,25,57,87). Para substrato e abrigo estes valores foram utilizados para realizar o cálculo da média, mediana e desvio padrão das densidades de substrato para cada local. Para calcular a diversidade de substrato foram somados os valores absolutos de porcentagem e divididos por 100, obtendo 13 valores de substrato (tabela S2) por riacho amostrado, com esses valores foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener, no qual cada tipo de substrato foi tratado como uma “espécie”, assim foram obtidos os 52 valores de diversidade de substrato. Para profundidade e abertura de dossel foi calculada a média dos valores registrados.

Tabela S 2: Descritores de habitat utilizados nas análises como variabilidade natural de riachos.

Substrato
1. Rocha Lisa - (> 5 m)
2. Rocha Rugosa - (>5 m)
3. Matacão Largo (1 até 4 m)
4. Matacão Médio (50 cm até 1 m)
5. Matacão Pequeno (25 até 50 cm)
6. Seixo (6,4 até 25 cm)
7. Cascalho Grosso (1,6 até 6,4 cm)
8. Cascalho Fino (0,2 até 1,6 cm)
9. Areia (0,06 até 0,2 cm)
10. Silte/Argila/Lodo - (Não arenosa)
11. Argila Consolidada - (Substrato fino consolidado, firme)
12. Banco de Folhas (e galhos pequenos)
13. Outro
Profundidade
14. Profundidade do lado direito do riacho
15. Profundidade no centro do riacho
16. Profundidade do lado esquerdo do riacho
Abrigo para peixes
17. Densidade de Algas Filamentosas

18. Densidade de Plantas Aquáticas
19. Densidade de Madeiras Grandes (> 30 cm de diâmetro)
20. Densidade de Madeiras Pequenas (< 30 cm de diâmetro)
21. Densidade de Árvores Vivas ou Raízes em relação à margem
22. Densidade do Banco de Folhas
23. Densidade de Vegetação Pendurada
24. Densidade de Margem Escavada
25. Densidade de Matacão > 50 cm
26. Densidade de Estruturas Artificiais
27. Densidade de Outros
Abertura de dossel
28. Abertura do Dossel (densiômetro) à direita do riacho -LUZ
29. Abertura do Dossel (densiômetro) no centro do riacho -LUZ
30. Abertura do Dossel (densiômetro) à esquerda do riacho -LUZ

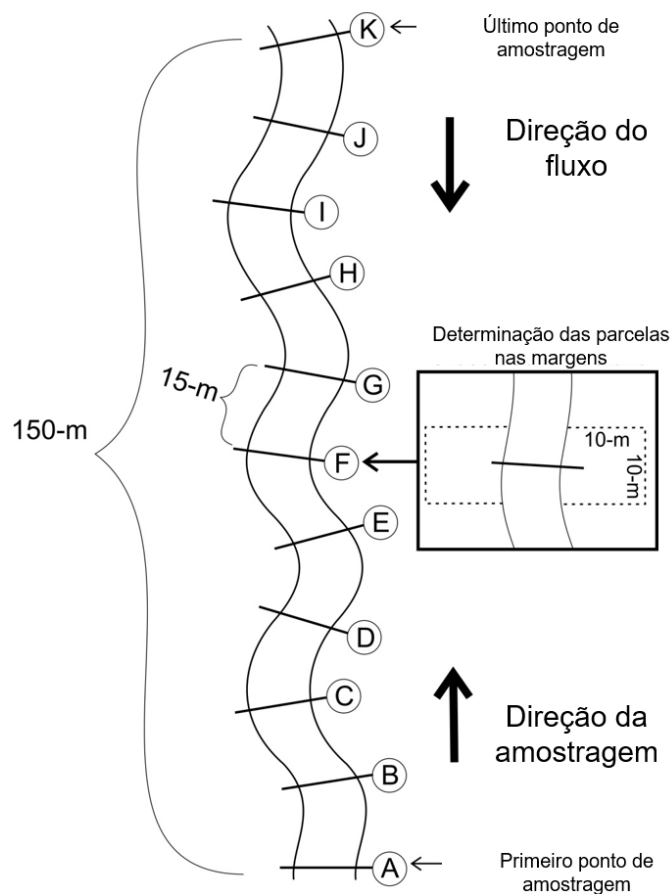


Figura S 2: Descrição do método de amostragem e registro das características do habitat local para os 52 riachos no Pampa.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho foi encontrado que o tamanho corporal de peixes é avaliado como resposta às alterações antrópicas em poucos trabalhos quando a pesca não é considerada. Por este motivo possivelmente não foi encontrado um padrão de resposta do tamanho (aumento ou redução) no capítulo de revisão. Identificou-se que a grande maioria dos artigos utiliza espécies de peixes ou comunidades para suas investigações, sendo que normalmente as espécies são de categorias tróficas altas de forma que detritívoros e herbívoros raramente são investigados. No segundo capítulo foram utilizadas quatro métricas de distribuição de tamanho corporal entre grupos tróficos como resposta para avaliar como as alterações em diferentes escalas espaciais poderiam afetar o tamanho. Foi encontrado que a variação no tamanho é dependente da métrica utilizada (curtose, skewness, coeficiente de variação e média), do grupo trófico e da escala (local, ripária, sub-bacia). A maioria dos grupos tróficos apresentou uma redução do tamanho corporal em maiores intensidades de agricultura em escala local, ressaltando a importância de se preservar a vegetação ripária adjacente. Em outras escalas os grupos tróficos apresentam um aumento dos tamanhos intermediários em maiores intensidades de agricultura, enquanto tamanhos maiores e menores foram desfavorecidos nestas escalas. Ressalta-se a importância de avaliação do tamanho corporal aliado a outras informações, como grupos tróficos, para compreensão dos efeitos negativos causados pela agricultura em riachos.