

Diversidade e estrutura das comunidades de peixes que habitam as corredeiras do Rio Xingu: implicações para a conservação diante do desenvolvimento de uma hidrelétrica de grande escala

Daniel B. Fitzgerald, Mark H. Sabaj Perez, Leandro M. Sousa, Alany P. Gonçalves, Lucia Rapp Py-Daniel, Nathan K. Lujan, Jansen Zuanon, Kirk O. Winemiller, John G. Lundberg

Resumo

O súbito aumento observado em anos recentes no desenvolvimento de hidrelétricas nas bacias de rios tropicais de maior diversidade no mundo representa uma ameaça de escala inédita para a biodiversidade aquática. Um dos projetos mais polêmicos é o Complexo Hidrelétrico de Belo Monte (CHBM), situado no Rio Xingu, o maior tributário de águas claras do Amazonas. O projeto de Belo Monte cria três segmentos, alterados de formas diferentes: uma seção inundada rio acima, em relação à barragem de desvio; uma seção intermediária que terá o fluxo grandemente reduzido, entre a barragem e a casa de força principal; e uma seção rio abaixo, sujeita a alterações de fluxo causadas pelas descargas saídas da casa de força. Essa região do Xingu é conhecida por uma longa sucessão de corredeiras, conhecida como Volta Grande. Embora esse trecho do rio abrigue níveis excepcionais de biodiversidade aquática endêmica, a documentação sobre os padrões de variação temporal e espacial na composição das comunidades que vivem neste habitat altamente ameaçado é insuficiente.

Pesquisamos, antes da alteração hidrológica, as assembleias nas corredeiras dos três segmentos afetados pelo CHBM. Também fizemos testes para observar as diferenças nas estruturas das assembleias entre um segmento e outro, e entre as estações do ano. A riqueza das espécies de peixes mostrou uma pequena variação entre os segmentos, mas houve diferenças significativas na estrutura das assembleias quando considerados os segmentos e também as estações. A maioria das espécies consideradas altamente dependentes do habitat das corredeiras – muitas delas incluídas nas listas de espécies ameaçadas no Brasil – ou se restringiram ou ficaram bem mais abundantes nas seções rio acima e intermediária. Nossa análise mostrou que a seção intermediária de Volta Grande do Xingu é vital para a conservação dessa fauna aquática diversa e endêmica. É urgente que se façam pesquisas adicionais para determinar operações de barragem capazes de otimizar a produção de energia dentro de um regime de fluxo ambiental que preserve a biodiversidade e o habitat inigualáveis deste rio.

1. Apresentação

A alteração hidrológica dos rios é um fenômeno disseminado. Cerca de dois terços dos grandes rios do mundo sofrem os efeitos de barragens (Nilsson et al., 2005), que representam uma das maiores ameaças à biodiversidade aquática global (Vörösmarty et al., 2010). Seus impactos sobre a dinâmica de fluxos e a conectividade dos ambientes fluviais causam homogeneização biótica, promovem a

invasão de espécies exóticas, favorecem as espécies generalistas em detrimento das especialistas e aumentam o risco de extinção de assembleias taxonômicas endêmicas (Johnson et al., 2008; Liermann et al., 2012; Rahel, 2000). Até pouco tempo, rios tropicais de alta diversidade tinham poucas barragens de grande porte (Liermann et al., 2012). No entanto, um súbito aumento no desenvolvimento de hidrelétricas nas maiores bacias tropicais do mundo tornou-se uma ameaça sem precedentes à biodiversidade aquática (Winemiller et al., 2016; Zarfl et al., 2015).

A bacia do Amazonas tem a maior concentração de biodiversidade aquática do planeta: 2.411 espécies de peixes já foram descritas (cerca de 16% da diversidade global de peixes de água doce); pelo menos 1.089 espécies são endêmicas; e a descoberta de novas espécies é constante (Reis et al., 2016). Atualmente, existem 416 barragens em operação ou em construção nessa bacia, e outras 334 já foram propostas (Winemiller et al., 2016). Se concretizadas, todas elas deixariam apenas três tributários do Amazonas com fluxo ininterrupto ao longo das próximas décadas (Castello e Macedo, 2016; Fearnside, 2006).

As barragens existentes no Amazonas concentram-se no Tocantins, Tapajós, Xingu e em outros tributários. Elas drenam água de escudos graníticos muito antigos, que contêm duas vezes mais espécies endêmicas quando comparados a tributários que drenam de regiões andinas mais jovens (Castello e Macedo, 2016). Além da concentração mais alta de barragens nesses tributários, a escolha dos locais para desenvolver os projetos costuma recair em áreas de alto gradiente, já que esses pontos oferecem maior potencial energético. Infelizmente, essas mesmas áreas tendem a abrigar uma diversidade aquática excepcional.

O Rio Xingu é o maior tributário de águas claras do Amazonas, e contém um trecho sem igual: Volta Grande do Xingu. Trata-se de uma extensão de 130 quilômetros de corredeiras e canais anastomosados, que flutuam sobre o leito rochoso cristalino do Escudo Brasileiro (Fig. 1A & B). O marcado caráter sazonal do rio, seu amplo gradiente e sua complexa geomorfologia (com diversos canais entrelaçados cuja largura vai de alguns metros a vários quilômetros) criam uma impressionante heterogeneidade de habitats, que contribui para a manutenção de uma fauna de peixes única no mundo (Fig. 1C).

A Bacia do Xingu não segue uma transição gradual de condições de alto para baixo gradiente (Camargo et al., 2004; Sabaj Pérez, 2015). Por isso, a estrutura das assembleias pode ser mais influenciada por barreiras discretas – como corredeiras e quedas d'água – do que por mudanças gradativas (Balon e Stewart, 1983; Ibanez et al., 2007; Lujan et al., 2013). Pesquisas sobre a diversidade de peixes dentro da bacia identificaram a região de Volta Grande como um trecho particularmente rico em termos de diversidade e endemismo (Camargo et al., 2004). Mesmo assim, os limites de distribuição de espécies em Volta Grande e em pontos adjacentes permanecem, em grande medida, desconhecidos. Estudos realizados recentemente na área coletaram mais de 450 espécies de peixes de 48 famílias (Sabaj Pérez, 2015), muitas delas bem adaptadas à vida nas corredeiras (Zuanon, 1999). São conhecidas 63 espécies endêmicas à Bacia do Xingu (Winemiller et al., 2016); destas, pelo menos 26 foram observadas apenas no complexo de grandes corredeiras na região de Volta Grande (Sabaj Pérez et al., inédito). A despeito da escassez de dados demográficos e de distribuição sobre diversas espécies – o trabalho de descrição taxonômica continua em curso –, muitas espécies já entraram na lista de animais ameaçados no Brasil (Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas, 2016). Elas incluem o *Hypancistrus zebra* (cascudo zebra imperial, Fig. 1C-k), em

situação crítica; o *Teleocichla centisquama*, em situação de risco, e o *Ossubtus xinguense* (pacu-capivara, Fig. 1C-c), em situação vulnerável.

Os mesmos fatores que contribuem para a imensa diversidade aquática de Volta Grande do Xingu favorecem o potencial hidrelétrico da região. Isso faz com que os trechos intermediários do Xingu sejam alvo de um dos mais polêmicos projetos de desenvolvimento da Amazônia: o Complexo Hidrelétrico de Belo Monte (CHBM). O Complexo é um gigantesco projeto de engenharia, cujo objetivo é atingir uma capacidade instalada de 11.233 MW (a terceira maior hidrelétrica do mundo). A proposta inicial, apresentada em 1975, foi alvo de pesadas críticas: ela incluía uma série de cinco represas separadas, situadas em territórios indígenas (Fearnside, 2006). Depois de um intenso debate, uma proposta nova e reestruturada foi lançada em 2002, concentrada apenas nas barragens de Volta Grande do Xingu (Fearnside, 2006; Sabaj Pérez, 2015). Ao contrário dos desenhos tradicionais, que colocam a casa de força no pé da barragem, o novo modelo pretendia construir uma série de canais artificiais para desviar o curso d'água até uma casa de força localizada cerca de 90 metros abaixo, com o objetivo de aproveitar o amplo gradiente de elevação. Ainda que reduza o tamanho das represas localizadas nas reservas indígenas vizinhas, o novo projeto causa um impacto adicional: ele reduz de forma drástica o fluxo num trecho considerável de Volta Grande, entre a barragem de desvio e a casa de força principal, inundando centenas de quilômetros quadrados de floresta. No dia 24 de novembro de 2015, o IBAMA autorizou a operação do complexo hidrelétrico – mesmo diante das polêmicas, das acusações de corrupção política e de custos reais bem maiores do que o originalmente orçado (Lees et al., 2016; Sabaj Pérez, 2015). A geração comercial de energia teve início em 20 de abril de 2016, e atualmente as represas estão cheias. No momento da publicação deste artigo, oito turbinas estavam em operação, e o prazo estabelecido para atingir capacidade total era 2019 (Portal Brasil, 2016).

Os efeitos diretos das áreas inundadas estão bem documentados: Belo Monte vai causar mudanças importantes e previsíveis no habitat aquático, criando três trechos alterados de formas distintas. Na parte rio acima da barragem de desvio, a redução na velocidade da corrente dentro do trecho represado levará a um aumento na sedimentação (Syvitski et al., 2005). Isso vai transformar as características heterogêneas do substrato rochoso da região num leito arenoso/lodoso homogêneo. Mudanças na profundidade e na transparência da água vão alterar a penetração da luz, causando prováveis impactos à disponibilidade de recursos bêntônicos.

A redução no fluxo do canal no trecho entre a barragem de desvio e a casa de força principal (situada 100 quilômetros rio abaixo) vai reduzir o habitat aquático disponível e aumentar a temperatura da água – o que, por consequência, significa níveis mais baixos de oxigênio dissolvido. A regulação do fluxo vai reduzir a variação hidrológica entre as estações do ano (Poff et al., 2007) e o acesso sazonal a habitats ribeirinhos inundados (Graf, 2006), e pode alterar também o transporte de recursos rio abaixo (Syvitski et al., 2005).

A variação sazonal também será reduzida na região rio abaixo da casa de força, e a qualidade da água poderá ser afetada pelo aumento na erosão causada pelo fluxo vindo da casa de força – bem como pelas mudanças na temperatura da água e na dissolução de oxigênio, resultado da baixa qualidade da água proveniente do reservatório.

A escassez de dados sobre a diversidade aquática amazônica limita nossa capacidade de identificar tendências de degradação e estabelecer prioridades de conservação (Castello e Macedo, 2016). A estrutura das assembleias de peixes em rios tropicais de águas claras que drenam de antigos escudos graníticos (caso do Tapajós, Tocantins, Ventuari e Xingu) tem recebido pouca atenção, se comparada a outros tipos de rios tropicais e temperados (Lujan e Conway, 2015). Para compreender como a diversidade de peixes vai se comportar diante das mudanças esperadas para esses habitats, será preciso contar com dados sobre a estrutura das assembleias na área afetada. Embora as corredeiras do Xingu abriguem grande diversidade aquática e o CHBM seja alvo de uma longa história de controvérsias, os dados disponíveis sobre a estrutura das assembleias na região limitam-se a pesquisas sobre habitats em águas tranquilas, ou sobre os trechos mais lentos adjacentes às corredeiras (Barbosa et al., 2015; Schmid et al., 2017).

As pesquisas feitas com rede de emalhe usadas por Barbosa et al. (2015) trazem uma importante caracterização das assembleias de peixes em toda a região afetada, mas observam um micro-habitat específico, e por isso não são adequadas para amostragens de peixes bentônicos nos trechos de águas rápidas. As corredeiras costumam ter uma fauna específica, especialmente vulnerável a alterações hidrológicas (Lujan e Conway, 2015); daí a necessidade urgente de ter dados sobre a estrutura dessas assembleias em toda a área afetada. Trabalhos anteriores já estudaram a variação sazonal na diversidade funcional das assembleias nas corredeiras do Xingu (Fitzgerald et al., 2017), mas nenhuma pesquisa analisou a variação espacial na estrutura das assembleias dentro das corredeiras.

Para enfrentar essa questão, comparamos a diversidade e estrutura das assembleias nas corredeiras do Baixo e Médio Xingu antes das alterações hidrológicas causadas por Belo Monte. Perguntamos, mais especificamente, se a diversidade de peixes e a estrutura das assembleias locais são diferentes entre as três regiões afetadas (rio acima em relação à barragem de desvio, seção intermediária de fluxo reduzido e rio abaixo em relação à casa de força), e quais seriam os efeitos dessas diferenças na conservação e nos planos de gestão para o rio. Um dos principais impactos da inundação de áreas é a redução na heterogeneidade sazonal. Por isso, testamos também se a estrutura das assembleias de peixes no canal principal é diferente entre os períodos de cheia e seca.

2. Métodos

2.1. Coleta de dados

Pesquisamos, antes da alteração hidrológica, um trecho de 400 quilômetros no Baixo e Médio Xingu ao redor da área que seria afetada por Belo Monte (Fig. 2). Foram selecionados três períodos de pesquisa para representar os diversos estágios do ciclo hidrológico anual: setembro de 2013 (período de seca), março de 2014 (período de cheia) e novembro de 2014 (período de seca com águas subindo). Os locais da coleta de amostras foram divididos em três grupos, com base nos efeitos previstos pela chegada do complexo hidrelétrico.

A seção “rio acima” representa o trecho de 130 quilômetros acima da barragem de desvio no Sítio Pimental, até o encontro entre os rios Xingu e Iriri – trecho este que sofrerá uma redução na velocidade do fluxo e enfrentará condições de águas paradas com o novo represamento.

A seção “intermediária” refere-se ao trecho de cem quilômetros de Volta Grande do Xingu que vai sofrer uma considerável redução no fluxo entre a barragem do Sítio Pimental e a casa de força de Belo Monte.

A seção “rio abaixo” designa o trecho de 171 quilômetros abaixo da casa de força de Belo Monte, até o encontro entre o Xingu e o Amazonas – que vai receber o fluxo vertido pela usina.

A Tabela A1 do Apêndice A descreve o número de locais pesquisados em cada seção, durante cada período de coleta de amostras. Foram feitas todas as tentativas possíveis para equilibrar o número de locais por seção e por período de coleta, mas a logística envolvida na coleta de amostras em diversas condições hidrológicas resultou em pequenas diferenças. A pesquisa teve como alvo as águas rasas das corredeiras e as águas profundas e rápidas que correm sobre substratos rochosos dos canais do leito principal do rio. A velocidade da água variou entre 0 e 4,4 metros/segundo. A cada local de coleta, foram feitos entre 60 e 80 minutos de esforços de pesca por uma área de aproximadamente 100 metros quadrados.

Os animais foram pescados por mergulhadores experientes, que trabalham com comércio de peixes ornamentais, usando tarrafa ou com as mãos. Os mesmos dois mergulhadores coletaram amostras em todos os locais, à exceção dos pontos rio acima em Altamira, em março de 2014 – quando outro mergulhador substituiu um dos integrantes da dupla principal. Até onde sabemos, a coleta feita com as mãos representa uma nova estratégia de amostragem. Ela oferece informações únicas sobre a estrutura das assembleias nas corredeiras, que seriam difíceis de obter usando métodos tradicionais. O alvo principal dessa técnica são as espécies bentônicas da família Loricariidae, que não representam toda a comunidade de peixes presentes no Xingu – embora algumas espécies de grande mobilidade também tenham sido coletadas.

Os locais observados e os métodos de amostragem utilizados neste estudo representam um subconjunto do esforço total de coleta do iXingu Project, que também pesquisou habitats em águas lentas, zonas litorâneas, lagos em planícies alagadas e tributários dentro da área avaliada (Sabaj Pérez et al., inédito).

2.2. Análise de dados

Foram utilizadas curvas de rarefação/extrapolação com base no tamanho das amostras, de modo a comparar a riqueza de espécies entre as três seções. A rarefação foi conduzida em separado para cada período pesquisado, de acordo com os métodos desenvolvidos por Colwell et al. (2012), implantados no pacote iNEXT (Chao et al., 2014) usando o software R versão 3.2.2 para OS X (R Core Team, 2015). O trabalho taxonômico realizado na bacia continua em andamento (desde 2008, pelo menos 23 novas espécies de peixes foram descritas), e é provável que esses números sejam uma estimativa conservadora da riqueza de espécies. No entanto, análises adicionais – que partiram de variantes morfológicas facilmente distinguíveis de algumas espécies descritas (*Spectracanthicus punctatissimus*, Loricariidae) e as trataram como unidades taxonômicas distintas – produziram resultados idênticos. Isso sugere que os grandes padrões apresentados devem ser sólidos o bastante para passar por revisões taxonômicas. Para comparar as tendências dominantes na estrutura de assembleias entre seções, começamos por remover as espécies raras e qualquer espécie coletada num único ponto. Durante o período de seca de 2013, as espécies raras foram definidas como aquelas com menos de 4 representantes – o que deixa 63 espécies respondendo por 91,5% da

abundância de peixes nas amostras. Devido ao baixo número de espécies coletadas nos dois outros períodos da pesquisa, as espécies raras foram definidas como peixes únicos. Isso fez com que 51 espécies respondessem por 83,9% da abundância durante o período de cheia de 2014, e 34 espécies representassem 89,0% da abundância na seca de 2014.

Para testar as diferenças na estrutura das assembleias entre seções, foi usada a Análise de Variância Permutacional (PERMANOVA) com 999 permutações; já para visualizar as diferenças na estrutura das assembleias entre seções, foi usado o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). O NMDS baseou-se em abundâncias relativas padronizadas, aplicadas a seis eixos; foi usado um gráfico de declividade para selecionar o menor número de eixos sem aumentos consideráveis de estresse – embora a escolha de um número menor de dimensões tenha levado a resultados semelhantes. Em seguida, foi usada a Análise de Componentes Principais para exibir os dois eixos NMDS dominantes. A distância euclidiana entre as coordenadas geográficas dos pontos serviu de configuração inicial para o procedimento de repetição.

Finalmente, uma análise de agrupamento em mão dupla, de acordo com o método D de Ward para clustering hierárquico, serviu para explorar os padrões na composição de espécies entre os locais, dentro de cada período de observação. Todas as análises de comunidade basearam-se na abundância relativa de dados e nas distâncias Bray-Curtis, e foram feitas usando o pacote “vegan” no R (Oksanen et al., 2015). Para testar as diferenças na composição de espécies durante os períodos de seca e cheia, as pesquisas durante as estações secas de 2013 e 2014 foram combinadas e comparadas ao período de cheia de 2014. As espécies raras foram definidas como aquelas com menos de 4 integrantes nos conjuntos de dados combinados; os métodos PERMANOVA e NMDS foram realizados de acordo com a descrição acima.

3. Resultados

Durante os três períodos do estudo, foram coletados, no total, 6.228 espécimes – representando 193 espécies e 23 famílias. As espécies da família Loricariidae (41 spp.), Characidae (34 spp.), Cichlidae (26 spp.), Anostomidae (14 spp.) e Doradidae (13 spp.) dominaram as amostras. As seções rio acima, intermediária e rio abaixo continham 108, 113 e 86 espécies, respectivamente. A análise de refração mostrou que a riqueza de espécies foi mais alta na seção rio acima durante o período de seca de 2013 (Fig. 3A), ainda que 95% dos intervalos de confiança das curvas de rarefação para as seções rio acima e rio abaixo tenham se sobreposto durante o período de seca de 2014 (Fig. 3C). Na pesquisa realizada durante a cheia de 2014, os intervalos de confiança se sobrepuseram em todas as seções (Fig. 3B). Houve uma diferença considerável na estrutura das assembleias entre as seções do rio durante todos os períodos pesquisados (PERMANOVA; seca 2013: $F(2,23) = 2,09$, $P = 0,001$; cheia 2014: $F(2,28) = 2,00$, $P = 0,001$; seca 2014: $F(2,33) = 2,13$, $P = 0,001$).

O NMDS revelou uma sobreposição parcial das seções rio acima e intermediária, e uma evidente separação da seção rio abaixo (Fig. 4). A semelhança entre as seções rio acima e intermediária foi influenciada por um grupo central de espécies de alta abundância relativa em ambos os trechos, assembleia esta ausente (ou presente em baixas abundâncias relativas) na seção rio abaixo (Figs. 5, A1–2). Este grupo incluía *Baryancistrus xanthellus*, *Hypancistrus zebra*, *Scobinancistrus aureatus* (Loricariidae), *Hypomasticus julii*, *Leporinus maculatus*, *Leporellus vitatus* (Anostomidae), *Cichla melaniae* (Cichlidae) e *Corydoras sp.* (Callichthyidae). A particularidade da seção rio acima deveu-se a espécies como *Crenicichla percna* (Cichlidae) e *Parancistrus aff. aurantiacus* (Loricariidae); já

espécies como *Baryancistrus sp.*, *Hopliancistrus sp.* (Loricariidae), *Anostomoides passionis* e *Pseudanos trimaculatus* (Anostomidae) surgiram apenas nas amostras coletadas na seção intermediária. Além disso, a seção intermediária também se diferenciou do trecho rio acima devido a espécies encontradas em abundâncias relativas mais altas, como *Ossubtus xinguense* (Serrasalminidae) e *Ancistrus ranunculus* (Loricariidae). A evidente separação da seção rio abaixo se deveu a um grande grupo de espécies coletadas apenas nesta região – como *Crenicichla reticulata*, *Cichla pinima* (Cichlidae), *Hypostomus plecostomus*, *Hypostomus cochliodon* (Loricariidae), *Centrodoras brachiatus* e *Megalodoras uranoscopus* (Doradidae). Várias espécies foram encontradas em pontos de toda a região estudada, como *Spectracanthicus punctatissimus*, *Spectracanthicus zuanoni*, *Peckoltia vittata*, *Peckoltia sabaji* (Loricariidae), *Geophagus argyrostictus*, *Retroculus xinguensis* (Cichlidae) e *Leporinus fasciatus* (Anostomidae) – embora as abundâncias relativas tenham variado entre as três seções. Constatou-se uma diferença importante na estrutura das assembleias entre os períodos de seca e cheia (PERMANOVA: $F(1,89) = 1.72$, $P = 0.005$): 77 espécies surgiram apenas nas amostras coletadas durante a seca, e 47 espécies apareceram apenas durante o período de cheia de 2014.

De maneira geral, as espécies coletadas no canal principal, em condições de cheia, representaram um subconjunto daquelas encontradas durante a seca (Fig. A3, Apêndice A). Os loricariids comuns apareceram nas amostras das duas estações, seca e cheia; entretanto, várias espécies menos comuns foram coletadas apenas nos períodos de seca (*Baryancistrus sp.*, *Acanthicus sp.*) ou de cheia (*Ancistrus sp.*, *Spectracanthicus sp.*, *Limatulichthys griseus*). Diversas espécies de characidae, cichlidae e anostomidae apareceram apenas nas amostras coletadas durante os períodos de seca. A maioria das espécies observadas apenas na cheia é relativamente rara – incluindo várias espécies de *Centromochlus* (Auchenipteridae) e *Sternarchorhynchus* (Apteronotidae).

4. Discussão

A riqueza de espécies foi semelhante nas três seções, na comparação entre todos os períodos de estudo (Fig. A4 do Apêndice A). No entanto, vale ressaltar que a seção intermediária mostrou uma diversidade similar dentro de um trecho menor de rio. A elevada riqueza observada na seção rio acima nos períodos de seca, comparada à seção intermediária, deve-se provavelmente ao comprimento mais extenso desse trecho – que inclui a metade superior de Volta Grande do Xingu, região de alta diversidade.

A seção rio abaixo continha uma riqueza de espécies semelhante à da seção intermediária, em todos os períodos de pesquisa (embora seja cerca de 70 quilômetros mais longa). Tais resultados destacam ainda mais a condição de Volta Grande como um centro de diversidade de espécies na Bacia do Xingu. Houve um padrão dominante em todos os períodos de pesquisa: a maioria das espécies consideradas altamente dependentes do habitat das corredeiras – incluindo várias que integram as listas de espécies ameaçadas no Brasil – ou se restringiram às seções rio acima e intermediária, ou ficaram bem mais abundantes nesses trechos. A semelhança da fauna nessas seções foi influenciada por várias espécies reofilicas (Zuanon, 1999), tais como *Parancistrus nudiventris* (Rapp Py-Daniel e Zuanon, 2005), *Tometes kranponhah* (Andrade et al., 2016) e o vulnerável *Ossubtus xinguense* (Jegu e Zuanon, 2005). No trecho rio abaixo, muitas espécies reofilicas foram substituídas por outras com uma característica mais generalista em relação ao habitat, e por espécies comuns em todo o Baixo Amazonas.

A rotatividade de espécies ao longo de diferentes gradientes fluviais costuma corresponder a descontinuidades na geomorfologia da corrente e/ou a condições abióticas (Jackson et al., 2001; Lujan et al., 2013). A geomorfologia das seções rio acima e intermediária consiste em numerosos canais entrelaçados e longas corredeiras rasas que correm sobre o leito rochoso cristalino do Escudo Brasileiro.

No trecho rio abaixo, o Xingu sai do escudo e forma um canal tipo RIA que corre pela extensão aluvial do Baixo Amazonas (Sabaj Pérez, 2015; Sioli, 1984). As velocidades da corrente nessa seção continuam elevadas, mas há substratos rochosos em alguns trechos mais profundos. Essa transição abrupta na geomorfologia do rio é a provável causa das diferentes composições nas comunidades acima e abaixo de Belo Monte. Esse fator também pode explicar o alto grau de endemismo encontrado no trecho de Volta Grande. Pesquisas feitas com rede de emalhe em habitats de água parada também demonstraram esse mesmo padrão de estruturas distintas entre as comunidades do baixo e médio Xingu (Barbosa et al., 2015). Isso sugere que talvez as corredeiras sirvam como barreira entre espécies de terras altas e baixas para assembleias que ocupam uma gama de micro-habitats. Nos represamentos feitos em águas claras, a estrutura das assembleias de peixes foi semelhante em toda a área afetada antes da alteração (Araújo et al., 2013). No presente estudo, por outro lado, as estruturas distintas observadas nas comunidades sugerem que o trabalho de conservação deve estar muito atento aos diferentes impactos entre segmentos, e a seus efeitos sobre a diversidade de peixes na região.

Espécies reofílicas que se restringem a habitats em corredeiras rasas, nas seções intermediária e rio acima, são extremamente suscetíveis aos efeitos da alteração hidrológica (Lujan e Conway, 2015). No trecho rio acima, a represa irá eliminar vastas áreas de habitat em corredeiras. Há registros de redução na riqueza de espécies após a construção de diversas represas em trechos de alto gradiente de águas claras no Rio Tocantins (Araújo et al., 2013; Fearnside, 2001; Lima et al., 2016), bem como em outras regiões do Amazonas (Sá-Oliveira et al., 2015).

Não raro, represas localizadas em regiões neotropicais ou temperadas acabam sendo dominadas por um punhado de espécies generalistas (Agostinho et al., 2008; Rahel, 2000), e é provável que vários peixes reofílicos sejam extirpados da seção rio acima. Em 2016, logo após a formação da represa, numerosos exemplares de *Baryancistrus xanthellus* foram encontrados mortos ou agonizando – com ulcerações, cicatrizes, perda de dentes, nadadeiras apodrecidas e cavidades corporais afundadas (Adams et al., 2017). Com efeito, a mudança na estrutura das assembleias observada depois da construção da barragem de Lajeado, no Rio Tocantins, foi maior dentro da represa (Araújo et al., 2013).

A persistência regional vai depender tanto da disponibilidade de habitats adequados quanto da capacidade de dispersão – fatores que variam muito entre diferentes assembleias taxonômicas. Um exemplo: alguns loricariidae (família mais diversa e abundante nas corredeiras) demonstram movimentos em escala local, mas costumam ser altamente sedentários quando comparados a outros peixes – como anostomidae e serrasalmidae (Lucas e Baras, 2001). Espécies incapazes de dispersar terão de enfrentar inúmeros desafios na seção inundada rio acima. A complexidade dos habitats já demonstrou ser uma influência positiva para a diversidade de peixes de água doce: ela oferece melhores oportunidades de alimentação e menores riscos predatórios (Arrington et al., 2005; Jackson et al., 2001; Schneider e Winemiller, 2008; Willis et al., 2005).

O aumento na sedimentação, causado por uma redução na velocidade da correnteza, vai preencher os espaços intersticiais dos complexos substratos rochosos, o que reduz a oportunidade de divisão em nichos, de encontrar abrigo contra predadores e a disponibilidade de locais adequados para reprodução. Tudo isso levará a uma provável diminuição da diversidade local. Várias espécies comuns, que habitam as corredeiras do Xingu, costumam ser sustentadas por algas bentônicas (Zuluaga Gómez et al., 2016). As plantas Podostemaceae, e a fauna invertebrada a elas associada, são outro importante recurso alimentar para as espécies reofílicas (Flausino Junior et al., 2016). Alterações na profundidade, na transparência e na temperatura d'água podem mudar a disponibilidade de recursos para peixes algívoros; além disso, a ruptura no ciclo sazonal de seca e cheia vai levar à extirpação da sustentação das Podostemaceae nos pontos de afloramento de rochas. Estudos realizados em represas amazônicas descobriram que um número relativamente pequeno de espécies generalistas onívoras e carnívoras acaba por dominar esses sistemas (Sá-Oliveira et al., 2015). Isso cria incerteza em relação ao futuro de consumidores primários especialistas na seção rio acima. De fato, a relativa abundância de consumidores primários caiu drasticamente depois da construção da represa Tucuruí no vizinho Rio Tocantins (Fearnside, 2001; Merona et al., 2001), e é provável que o Xingu sofra consequências semelhantes. A redução na concentração de oxigênio dissolvido no fundo da represa pode representar uma pressão metabólica ainda maior sobre os diversos peixes bentônicos, adaptados ao ambiente altamente oxigenado das corredeiras do Xingu. Barbosa et al. (2015) apresenta descobertas semelhantes a esses efeitos previstos. O estudo concluiu que o oxigênio dissolvido e o total de matéria suspensa estão entre as variáveis ambientais com maior influência sobre a estrutura das assembleias de peixes em habitats de águas lentas no Baixo e Médio Xingu.

As espécies presentes na seção intermediária terão de enfrentar um conjunto bem diferente de desafios. A preservação da biodiversidade aquática exige um fluxo de base, que garanta habitat suficiente e pulsos periódicos de corrente capazes de influenciar a dinâmica geomorfológica – além de uma série de outros processos ecológicos fundamentais. O pulso anual de cheia é o principal motor ambiental dos rios tropicais. Ele influencia as interações bióticas, o acesso a habitats produtivos em planícies alagadas e o ritmo dos padrões reprodutivos e migratórios (Junk et al., 1989; Lucas e Baras, 2001; Winemiller et al., 2014). As estimativas atuais sobre o fluxo que irá permanecer por toda a seção com vazão reduzida variam entre 17% e 25% da descarga total anual média – uma redução importante da área úmida do canal (para mais informações, consulte Stickler et al., 2013). A barragem de desvio em Pimental vai reduzir drasticamente a variação sazonal e interanual, eliminando um componente essencial para a heterogeneidade do sistema. Fitzgerald et al. (2017) analisaram as mudanças sazonais na diversidade funcional das assembleias de peixes do Xingu. O trabalho usou um subconjunto das espécies analisadas no presente estudo, e identificou padrões consistentes com uma redução na influência de interações bióticas durante o período de cheia. É muito provável que a variação sazonal na dinâmica da composição da comunidade desempenhe um papel importante na preservação da diversidade. A redução na dinâmica sazonal do trecho cujo fluxo será drasticamente reduzido e o aumento na competição pelo espaço aquático remanescente, durante todo o ano, podem causar uma diminuição na diversidade – devido ao deslocamento competitivo – e levar a alterações consideráveis na estrutura da comunidade. O acesso a recursos vitais para espécies que dependem de matas ribeirinhas inundadas (como subsídios alimentares terrestres e pontos sazonais para reprodução) será consideravelmente prejudicado. As diferenças sazonais na estrutura das comunidades, observadas neste estudo, podem ser parcialmente

explicadas por variações na eficiência da coleta de amostras. Mas a ausência de anostomiade, characidea e serrasalmidae nos habitats do canal principal durante o período de cheia também pode ter sido causada por migrações laterais para habitats inundados (Lucas e Baras, 2001). Além disso, a combinação da redução no fluxo e do represamento na barragem de Pimental vai reduzir drasticamente a capacidade dos migrantes longitudinais de navegar pelo canal. A estratégia de instalar escadas para peixes, conforme ocorre no Sítio Pimental, mostrou-se ineficaz para fins de mitigação quando adotada em outros represamentos neotropicais (Pompeu et al., 2012). Esse método não ajudará as espécies a navegar por corredeiras e quedas d'água cujo fluxo será grandemente reduzido na região abaixo de Volta Grande. Na seção rio abaixo, os peixes que habitam as áreas rochosas profundas tendem a ser variados e tolerantes a mudanças no ambiente; entretanto, várias espécies associadas a corredeiras também foram observadas nesse trecho. O fluxo vertido pela casa de força principal manterá uma descarga suficiente, mas a atenuada variação sazonal provavelmente causará efeitos semelhantes aos descritos acima. Além disso, a liberação de água da represa vai causar mudanças no perfil térmico, no conteúdo de oxigênio e nos níveis de nutrientes. Isso pode causar impactos maiores sobre espécies de águas claras, com baixa tolerância a alterações no ambiente. Por consequência, a estrutura das comunidades ganharia uma influência ainda maior de espécies da planície amazônica, resultando numa redução da diversidade Beta. A presença de uma combinação tão única de espécies adaptadas a corredeiras nas seções intermediária e rio acima – incluindo espécies sob risco crítico de extinção, como o *Hypancistrus zebra* – mostra claramente que esses trechos devem ser prioritários para os esforços de conservação.

Uma vez que o reservatório do Xingu é necessário para garantir o potencial hidrelétrico de Belo Monte, pouco pode ser feito para preservar os habitats de corredeiras do trecho rio acima. Na verdade, as duas represas já construídas foram projetadas para gerar uma pequena fração da capacidade total da usina. Isso sugere a possibilidade de que as empreiteiras aproveitem esse fato para construir ainda mais represas rio acima do que o originalmente proposto (Fearnside, 2006; Stickler et al., 2013). Tal pressão deve apenas aumentar considerando a projeção de queda nas descargas do Xingu, resultado do ininterrupto processo de desmatamento da região (Stickler et al., 2013) e das incertezas sobre o futuro padrão de precipitação no leste da Amazônia (Sorribas et al., 2016).

Embora o trabalho de preservação tenha de continuar resistindo ao desenvolvimento de novas barragens rio acima, está claro que a conservação da diversidade de peixes e do endemismo existentes na extensão pesquisada vai depender grandemente da gestão do trecho cujo fluxo será reduzido em Volta Grande (ou seja, da seção intermediária do nosso estudo). Um regime dinâmico de fluxos será fundamental para manter a diversidade da seção onde o fluxo ficará muito reduzido. A descarga mensal média do Rio Xingu na região próxima a Altamira variou entre 1.110 e 20.617 metros cúbicos por segundo no período entre 1971 e 2015. O pico das descargas no período de cheia foi de 9.861 a 30.112 metros cúbicos por segundo (HidroWeb, 2015). O ideal seria que o regime de liberação de águas da represa Pimental reproduzisse não apenas a dinâmica sazonal, mas incorporasse também a variação interanual de mais de 20.000 metros cúbicos por segundo, observada nas descargas do auge dos períodos de cheia. A estratégia de estabelecer limites de sustentabilidade para determinar o fluxo ambiental (Richter, 2009) prevê a determinação de exigências expressas como porcentagens de desvio permitidas – e não como volumes específicos em

determinados momentos do ano. Esse método ajudaria a manter a dinâmica de fluxos por toda a região abaixo de Volta Grande e no médio Xingu.

O processo de determinar limites adequados é complexo, e vai além do escopo deste estudo. Mas é muito provável que a redução esperada, de cerca de 80%, não garanta fluxos suficientes para preservar a diversidade aquática. Será fundamental garantir a proteção da área de fluxo reduzido contra outras perturbações.

A empresa canadense de mineração Belo Sun recebeu uma concessão de uma área de 1.305 quilômetros quadrados para construir a maior mina de ouro do Brasil no canal onde o fluxo ficará reduzido, localizado imediatamente abaixo da barragem de desvio de Pimental (Lees et al., 2016). Se aprovados, projetos de lei que permitem operações de mineração em áreas protegidas e em terras indígenas (PLs 37/2011, 3682/2012 e 1610/1996) abrirão as portas para uma expansão ainda maior dos desenvolvimentos nas vizinhas reservas indígenas de Paquiçamba e Arara. A mineração de ouro teve efeitos consideráveis sobre a qualidade da água, a biodiversidade e a saúde ambiental e humana ao redor de outros rios da Amazônia (Swenson et al., 2011). É de grande importância fazer esforços para evitar esse tipo de projeto no trecho de fluxo reduzido em Volta Grande do Xingu. Será necessário manter um monitoramento ambiental constante para administrar a biodiversidade aquática depois da alteração hidrológica.

Já há um trabalho de acompanhamento das comunidades de peixes (Barbosa et al., 2015), mas esse esforço deve ser ampliado e incluir componentes como biodiversidade aquática, cobertura das matas ribeirinhas e o impacto na subsistência local. Além disso, sempre que possível é preciso adotar e implantar estratégias de monitoramento não-invasivo (Schmid et al., 2017). Existem programas de reprodução em cativeiro para várias espécies que preocupam os ambientalistas – incluindo o *Hypancistrus zebra* (cascudo zebra), em estado crítico de ameaça. Mas esses programas pouco fazem para promover a preservação de habitats críticos para as espécies remanescentes. Embora a princípio seja possível usar métodos hidrológicos para determinar o fluxo rio abaixo da barragem de desvio, será preciso realizar estudos sobre as necessidades dos habitats de algumas espécies ou assembleias essenciais, garantindo simulações mais sofisticadas de habitats ou recomendações de estratégias holísticas para gerar fluxos ótimos no futuro (Tharme, 2003).

O médio Xingu já foi descrito como o rio dos rios (Sabaj Pérez, 2015), onde canais com geomorfologia próxima à de pequenos riachos se entrelaçam com canais tradicionais de maior volume. Não resta dúvida de que essa complexidade é, em parte, responsável pela diversidade aquática atualmente encontrada naquela região. Por tudo isso, é imperativo manter a variedade e a quantidade necessárias de fluxo para sustentar esse habitat único no mundo nas áreas restantes de Volta Grande do Xingu.

Referências

Adams, C., Sawakuchi, A.O., Zuanon, J., Cunha, J.M., Salm, R., Carneiro, C.C., Francesco, A., Rodrigues, R.R., Pereira, T.S., 2017. Situação ambiental no trecho do rio Xingu afetado pela UHE Belo Monte a montante da barragem Pimental. In: Magalhães, S.B., Cunha, M.C. (Eds.), A expulsão de ribeirinhos em Belo Monte. SBPC, São Paulo, pp. 129–150.

- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68, 1119–1132.
- Andrade, M.C., Jegu, M., Giarrizzo, T., 2016. *Tometes kranponhah* and *Tometes ancylorhynchus* (Characiformes: Serrasalminidae), two new phytophagous serrasalmids, and the first *Tometes* species described from the Brazilian Shield. *J. Fish Biol.* 89, 467–494.
- Araújo, E.S., Marques, E.E., Freitas, I.S., Neuberger, A.L., Fernandes, R., Pelicice, F.M., 2013. Changes in distance decay relationships after river regulation: similarity among fish assemblages in a large Amazonian river. *Ecol. Freshw. Fish* 22, 543–552.
- Arrington, D.A., Winemiller, K.O., Layman, C.A., 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia* 144, 157–167.
- Balon, E.K., Stewart, D.J., 1983. Fish assemblages in a river with unusual gradient (Luongo, Africa-Zaire system), reflections on river zonation and description of another new species. *Environ. Biol. Fish* 9, 225–252.
- Barbosa, T.A., Benone, N.L., Begot, T.O., Goncalves, A., Sousa, L., Giarrizzo, T., Juen, L., Montag, L., 2015. Effect of waterfalls and the flood pulse on the structure of fish assemblages of the middle Xingu River in the eastern Amazon basin. *Braz. J. Biol.* 75, 78–94.
- Camargo, M., Giarrizzo, T., Isaac, V., 2004. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu River Basin, Brazil. *Ecotropica* 10, 123–147.
- Castello, L., Macedo, M.N., 2016. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 22, 990–1007.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S.Y., Mao, C.X., Chazdon, R.L., Longino, J.T., 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.* 5, 3–21.
- Fearnside, P.M., 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Manag.* 27, 377–396.
- Fearnside, P.M., 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River basin. *Environ. Manag.* 38, 16–27.
- Fitzgerald, D.B., Winemiller, K.O., Sabaj Pérez, M.H., Sousa, L.M., 2017. Seasonal changes in the assembly mechanisms structuring tropical fish communities. *Ecology* 98, 21–31.
- Flausino Junior, N., Machado, F.A., Zuanon, J.S., Ferreira, E.J., 2016. The fish fauna of sessile hydrophyte stands (*Mourera* spp.: Podostemaceae) in the Dardanelos waterfalls, Rio Aripuanã, Brazil. *Aqua* 22, 133–144.
- Graf, W.L., 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79, 336–360.
- HidroWeb, 2015. Sistema de Informações Hidrológicas. Agência Nacional de Águas, Brazil. <http://www.snirh.gov.br/hidroweb>, Accessed date: 13 December 2016.
- Ibanez, C., Oberdorff, T., Teugels, G., Mamononekene, V., Lavoué, S., Fermon, Y., Paugy, D., Toham, A.K., 2007. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). *Ecol. Freshw. Fish* 16, 315–334.

- Jackson, D.A., Peres-Neto, P.R., Olden, J.D., 2001. What controls who is where in freshwater fish communities — the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58, 157–170.
- Jegu, M., Zuanon, J., 2005. Threatened fishes of the world: *Ossubtus xinguense* (Jegu 1992) (Characidae: Serrasalminae). *Environ. Biol. Fish* 73, 414.
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D., vander Zanden, M.J., 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Front. Ecol. Environ.* 6, 359–365.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dogde, D.P. (Ed.), *Proceedings of the International Large Rivers Symposium*, Ottawa, pp. 110–127.
- Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M., Zuanon, J.A.S., 2016. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 25, 451–466.
- Liermann, C.R., Nilsson, C., Robertson, J., Ng, R.Y., 2012. Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *Bioscience* 62, 539–548.
- Lima, A.C., Agostinho, C.S., Sayanda, D., Pelicice, F.M., Soares, A.M.V.M., Monaghan, K.A., 2016. The rise and fall of fish diversity in a neotropical river after impoundment. *Hydrobiologia* 763, 207–221.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Lujan, N.K., Conway, K.W., 2015. Life in the fast lane: a review of rheophily in freshwater fishes. In: Riesch, R., Tobler, M., Plath, M. (Eds.), *Extremophile Fishes*. Springer International Publishing, Switzerland, pp. 107–136.
- Lujan, N.K., Roach, K.A., Jacobsen, D., Winemiller, K.O., Vargas, V.M., Ching, V.R., Maestre, J.A., 2013. Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *J. Biogeogr.* 40, 1715–1728.
- Merona, B., dos Santos, G.M., de Almeida, R.G., 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ. Biol. Fish* 60, 375–392.
- National Red List, 2016. Brazilian Red List. <http://www.nationalredlist.org> (accessed 24 June 2016).
- Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405–408.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H., 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R Package, Version 2.3-1. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>, Accessed date: 25 September 2015.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 5732–5737.
- Pompeu, P.S., Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., 2012. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. *River Res. Appl.* 28, 504–512.
- Portal Brasil, 2016. Dilma inaugura usina hidrelétrica de Belo Monte. <http://www.brasil.gov.br/governo/2016/05/dilma-inaugura-usina-hidreletrica-de-belo-monte>, Accessed date: 25 May 2016.
- R Core Team, 2015. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <http://www.r-project.org>, Accessed date: 25 September 2015.

- Rahel, F.J., 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288, 854–856.
- Rapp Py-Daniel, L.H., Zuanon, J., 2005. Description of a new species of *Parancistrus* (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Xingu, Brazil. *Neotropical Ichthyol.* 3, 571–577.
- Reis, R.E., Albert, J.S., Di Dario, F., Mincarone, M.M., Petry, P., Rocha, L.A., 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. *J. Fish Biol.* 89, 12–47.
- Richter, B.D., 2009. Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Res. Appl.* 26, 1052–1063.
- Sabaj Pérez, M.H., 2015. Where the Xingu bends and will soon break. *Am. Sci.* 103, 395–403.
- Sá-Oliveira, J.C., Hawes, J.E., Isaac-Nahum, V.J., Peres, C.A., 2015. Upstream and downstream responses of fish assemblages to an eastern Amazonian hydroelectric dam. *Freshw. Biol.* 60, 2037–2050.
- Schmid, K., Reis-Filho, J.A., Harvey, E., Giarrizzo, T., 2017. Baited remote underwater video as a promising nondestructive tool to assess fish assemblages in clearwater Amazonian rivers: testing the effect of bait and habitat type. *Hydrobiologia* 784, 93–109.
- Schneider, K.N., Winemiller, K.O., 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. *Hydrobiologia* 610, 235–244.
- Sioli, H., 1984. The Amazon and its main affluents: hydrography, morphology of the river courses and river types. In: Sioli, H. (Ed.), *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 127–165.
- Sorribas, M.V., Paiva, R.C.D., Melack, J.M., Bravo, J.M., Jones, C., Carvalho, L., Beighley, E., Forsberg, B., Costa, M.H., 2016. Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climate Change* 136, 555–570.
- Stickler, C.M., Coe, M.T., Costa, M.H., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Dias, L.C.P., Rodrigues, H.O., Soares-Filho, B.S., 2013. Dependence of hydropower energy generation on forests in the Amazon Basin at local and regional scales. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 110, 9601–9606.
- Swenson, J.J., Carter, C.E., Domec, J.C., Delgado, C.I., 2011. Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. *PLoS One* 6, e18875.
- Syvitski, J.P.M., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J., Green, P., 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science* 308, 376–380.
- Tharme, R.E., 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Res. Appl.* 19, 397–441.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467, 555–561.
- Willis, S.C., Winemiller, K.O., Lopez-Fernandez, H., 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142, 284–295.
- Winemiller, K.O., Montana, C.G., Roelke, D.L., Cotner, J.B., Montoya, J.V., Sanchez, L.,

Castillo, M.M., Layman, C.A., 2014. Pulsing hydrology determines top-down control of basal resources in a tropical river-floodplain ecosystem. *Ecol. Monogr.* 84, 621–635.

Winemiller, K.O., McIntyre, P.B., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S., Baird, I.G., Darwall, W., Lujan, N.K., Harrison, I., Stiassny, M.L.J., Silvano, R.A.M., Fitzgerald, D.B., Pelicice, F.M., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Albert, J.S., Baran, E., Petrere, M., Zarfl, C., Mulligan, M., Sullivan, J.P., Arantes, C.C., Sousa, L.M., Koning, A.A., Hoeninghaus, D.J., Sabaj Pérez, M.H., Lundberg, J.G., Armbruster, J., Thieme, M.L., Petry, P., Zuanon, J., Torrente Vilara, G., Snoeks, J., Ou, C., Rainboth, W., Pavanelli, C.S., Akama, A., Van Soesbergen, A., Sáenz, L., 2016. Balancing hydro-power and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science* 351, 128–129.

Zarfl, C., Lumsdon, A.E., Berlekamp, J., Tydecks, L., Tockner, K., 2015. A global boom in hydropower dam construction. *Aquat. Sci.* 77, 161–170.

Zuanon, J., 1999. História natural da ictiofauna de corredeiras do rio Xingu, na região de Altamira, Pará, In Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brazil, pp. 198.

Zuluaga Gómez, M.A., Fitzgerald, D.B., Giarrizzo, T., Winemiller, K.O., 2016.

Morphologic and trophic diversity of fish assemblages in rapids of the Xingu River, a major Amazon tributary and region of endemism. *Environ. Biol. Fish* 99, 647–658.