SÉRIE PEIXE VIVO

BASES CONCEITUAIS PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

CAPÍTULO 2

ESCALAS ESPACIAIS E COMUNIDADES AQUÁTICAS

DIEGO R. MACEDO, MARCOS CALLISTO, PAULO S. POMPEU, DIEGO M.P. CASTRO, DÉBORAH R.O. SILVA, DÉBORA R. CARVALHO, GILMAR B. SANTOS, BÁRBARA BECKER, BÁRBARA SANCHES & CARLOS BERNARDO M. ALVES

Macedo D.R., Callisto M., Pompeu P.S., Castro D.M.P., Silva D.R.O., Carvalho D.R., Santos G.B., Becker B., Sanches B. & Alves C.B.M. (2019). Escalas Espaciais e Comunidades Aquáticas. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves (orgs.) Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 29-62 (Série Peixe Vivo, 7). DOI: 10.17648/bacias-hidrograficas-2

2 - ESCALAS ESPACIAIS E COMUNIDADES AQUÁTICAS

Um dos grandes desafios da Ecologia como ciência é a busca por padrões, nos quais as escalas espaciais são tema fundamental à estruturação de qualquer projeto de pesquisa. Para avaliar a qualidade ambiental de bacias hidrográficas, necessariamente devemos considerar diferentes abordagens, desde amplas escalas espaciais, como bacias hidrográficas, passando por escalas menores como habitat, tipos de fluxo, e micro-habitats.

2.1 - Ecologia da Paisagem e Escalas Espaciais

O termo Ecologia da Paisagem surgiu em 1939, proposto pelo biogeógrafo Carl Troll, devido à influência de estudos geográficos e fitográficos na Europa no início do século XX, impulsionado pelas possibilidades oferecidas pelas fotografias aéreas. Porém, apenas a partir da década de 1980 houve o fortalecimento dos estudos sobre Ecologia da Paisagem, dada a necessidade de estudos ambientais em ampla escala, através do desenvolvimento de conceitos ecológicos focados em escalas espaciais e temporais e ao crescente desenvolvimento de geotecnologias (Turner *et al.* 2001). A Ecologia da Paisagem essencialmente combina a abordagem espacial da Geografia com a abordagem funcional da Ecologia (Forman & Godron 1986). Assim, a Ecologia da Paisagem enfatiza as interações entre padrões espaciais e processos ecológicos que são influenciados pela heterogeneidade espacial em múltiplas escalas (Turner *et al.* 2001).

Atualmente, vários estudos utilizam abordagens de Ecologia da Paisagem para avaliar (i) padrões espaciais e disponibilidade de recursos disponíveis a comunidades biológicas (O'Neill *et al.* 1988); (ii) padrões espaciais em múltiplas escalas hierárquicas e diversidade biológica (Cushman & McGarigal 2002, Marzin *et al.* 2013, Macedo *et al.* 2014a, Junqueira *et al.* 2016); (iii) contexto espacial na distribuição da biodiversidade (Melo *et al.* 2009, Ashcroft *et al.* 2012, Ferreira *et al.* 2017); (iv) fragmentação e padrões de vegetação e diversidade biológica (Metzger 2000, McGarigal & Cushman 2002, Zimbres *et al.* 2012) e, também, (v) para o

planejamento ambiental (Herrmann *et al.* 2011). Em outras palavras, a Ecologia da Paisagem oferece conceitos, teorias e métodos que revelam a importância dos padrões espaciais na dinâmica e nas interações biológicas em ecossistemas (Turner *et al.* 2001).

Os ecossistemas aquáticos continentais são os mais ameaçados por atividades humanas do planeta (Dudgeon *et al.* 2006), com taxas de extinção de espécies superiores aos ambientes terrestres (Sala 2000; veja Capítulo 1). Esses ambientes sofrem diretamente com o impacto de atividades antrópicas com maior intensidade que os ambientes terrestres, pois toda influência dessas atividades afeta os fluxos de matéria e de energia, impactando diretamente os corpos d'água (Karr 1998). Assim, as interações entre os ecossistemas terrestres e aquáticos têm sido intensamente estudadas na Ecologia da Paisagem (Turner *et al.* 2001).

Desde a década de 1960, os geomorfólogos vêm avaliando os ecossistemas fluviais em termos estritamente físicos e hidrológicos (Strahler 1957, Leopold *et al.* 1964, Schumm 1977). Porém, a partir dos anos 90, os estudos sobre a qualidade de ecossistemas fluviais vêm atribuindo maior importância à inter-relação de fatores ambientais como clima, geologia, hidrologia, geomorfologia, usos do solo, qualidade de água e diversidade de habitats físicos, integrados à investigação da estrutura e composição de comunidades biológicas residentes (Maddock 1999, Allan 2004). Mais além, é necessário o entendimento de como os padrões espaciais e hierárquicos desses elementos em várias escalas de análises em uma bacia hidrográfica afetam diretamente a estrutura de comunidades biológicas (Hynes 1975, Vannote *et al.* 1980, Tonn 1990). Contudo, como essas interações sofrem influências em múltiplas escalas espaciais (Frissell *et al.* 1986), como, por exemplo, bioma, ecorregião, bacia hidrográfica, zona ripária, trecho e micro-habitat, deve-se considerar que os efeitos de covariância podem dificultar o entendimento das interações entre essas escalas e as comunidades aquáticas (Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a).

Partindo de uma escala regional, deve-se buscar entender como os fatores geodinâmicos (clima, geologia e relevo) influenciam os processos geomorfológicos, pois estes atuarão em pequenas escalas na estruturação de habitats físicos para as

comunidades aquáticas residentes (Frissell *et al.* 1986, Tonn 1990, Allan 2004). Adicionalmente, esses fatores geodinâmicos influenciam os usos e tipos de ocupações do solo e os múltiplos usos da água (Whittier *et al.* 2006, Steel *et al.* 2010, Macedo *et al.* 2014a). Além de fatores geodinâmicos, o uso do solo em uma bacia hidrográfica influencia a estrutura das zonas ripárias e a estruturação de substratos e, neste caso, afetam diretamente a disponibilidade de habitats físicos para comunidades de organismos aquáticos (Wang *et al.* 1997, Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a). Portanto, a organização hierárquica de vários fatores ambientais e escalas espaciais influencia as características de comunidades aquáticas (Teoria da Hierarquia; O'Neill *et al.* 1989; Figura 4).

FIGURA 4 – Organização hierárquica e interações dos elementos da paisagem de diferentes escalas (adaptado de Macedo *et al.* 2014a). A seta indica a influência de cada fator ambiental sobre o nível hierárquico inferior.

2.2 - Organização Hierárquica de Ecossistemas Fluviais e Filtros Ambientais

Os ecossistemas fluviais podem ser compreendidos através de uma organização hierárquica dividida em diversas escalas espaciais de observação, segundo Frissell *et al.* (1986): bacia hidrográfica (maior escala), segmento, trecho, habitat (corredeiras e remansos) e micro-habitat (menor escala; Figura 5). As bacias hidrográficas, maiores unidades de estudo, são formadas por segmentos e trechos de cursos d'água. Estes, por sua vez, referem-se às extensões longitudinais definidas por características de zonas ripárias e de seus respectivos vales de riachos. Os habitats são unidades hidrogeomórficas caracterizadas por fluxos de água lentos (remansos) e rápidos (corredeiras). Os micro-habitats são caracterizados pelos substratos presentes no leito de rios (p. ex. detritos foliares, siltes, areias, seixos, cascalhos e musgos) (Allan *et al.* 1997). Em geral, utilizamos o termo unidade hidrológica com o intuito de caracterizar uma área de drenagem preestabelecida entre os níveis de bacia hidrográfica e segmentos de rio (Seaber *et al.* 1987, Ferreira *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017).

FIGURA 5 – Esquema dos níveis hierárquicos em ecossistemas fluviais (adaptado de FISRWG 1998).

Os padrões ambientais dentro dos sistemas fluviais afetam diretamente a estrutura de comunidades biológicas de uma maneira hierarquicamente aninhada, ou seja, níveis superiores controlam as características expressas nos níveis inferiores, o inverso não sendo verdadeiro (Vannote *et al.* 1980, Frissell *et al.* 1986, Ligeiro *et al.* 2010, Leps *et al.* 2015, Wojciechowski *et al.* 2017). Em uma ampla escala espacial, o clima, a geologia e a topografia influenciam os processos geomorfológicos em uma bacia hidrográfica. Esses elementos geodinâmicos governam a entrada de energia na bacia hidrográfica e influenciam a estruturação dos habitats locais em menores escalas (determinando a forma dos canais de rio e a conectividade em rede), que por sua vez influenciam a composição das comunidades aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004, Goldstein *et al.* 2007). Assim, fatores geodinâmicos, diferentes usos do solo e impactos de ocupação humana em escalas de bacia hidrográfica afetam a estrutura da vegetação ripária, o regime de vazão, a carga de nutrientes, o transporte de sedimentos no leito de rios e a qualidade e disponibilidade de habitats nos níveis hierárquicos inferiores (Allan 2004, Macedo *et al.* 2014a). Os habitats físicos e características químicas locais são, então, determinados por processos em larga escala (Leal *et al.* 2016), o que dificulta a identificação da contribuição individual de fatores ambientais que atuam na estruturação de comunidades biológicas aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004). Portanto, considerar a escala espacial em estudos de ecologia de riachos é essencial para uma compreensão abrangente dos fatores que determinam a diversidade estrutural e funcional de comunidades biológicas em riachos (Heino *et al.* 2003, Sandin & Johnson 2004, Hoeinghaus *et al.* 2007, Macedo *et al.* 2014a, Liu *et al.* 2016, Castro *et al.* 2017).

As múltiplas escalas espaciais (p. ex. região hidrográfica, bacia hidrográfica, unidade de canal e micro-habitats) que estruturam comunidades biológicas estão relacionadas à ideia de filtros ambientais. Cada espécie possui um conjunto específico de atributos ecológicos e biológicos (*traits*) que a capacitam para adaptar-se e resistir a filtros de habitat, atuando em múltiplas escalas espaciais, determinando assim seu padrão de distribuição (Townsend & Hildrew 1994, Poff 1997, Figura 6). Os *traits* podem ser definidos como características morfológicas, fisio-

lógicas, fenológicas ou comportamentais de uma espécie, expressas nos fenótipos individuais, sendo relevantes para a resposta de tais organismos ao ambiente e seus efeitos nos processos ecossistêmicos (Violle *et al.* 2007). Considerar a ação seletiva de filtros de habitat em múltiplas escalas pode aumentar nossa compreensão e capacidade preditiva em ecologia (Feio & Dolédec 2012, Castro *et al.* 2017). Consequentemente, identificar características de espécies que são sensíveis às características do habitat em diferentes níveis espaciais aumenta a capacidade de previsão de como as distribuições de espécies são reguladas em toda a paisagem (Castro *et al.* 2018).

FIGURA 6 – Diferentes escalas espaciais são representadas como “filtros” pelos quais as espécies devem passar para, potencialmente, estabelecerem-se em um determinado local (adaptado de Frissel *et al.* 1986 e Poff 1997).

2.3- Distúrbio x Estresse x Perturbação

Os ecossistemas estão em constante mudança em resposta às alterações no meio circundante, sejam elas de origem natural (p. ex. inundações, secas, fogo) ou antrópicas (Odum 1969). Essas alterações têm sido associadas aos termos distúrbio, perturbação e estresse como forma de entender os efeitos e mecanismos de respostas dos ecossistemas frente às alterações causadas no ambiente (Borics *et al.* 2013).

Pickett & White (1985) propuseram a definição de distúrbio como sendo qualquer evento capaz de alterar a estrutura de ecossistemas, comunidades ou populações, resultando em alterações na disponibilidade de recursos, substratos e ambiente físico. O termo estresse, por sua vez, apresenta um número ainda maior de ambiguidades e inconsistências em estudos ecológicos e, muitas vezes, é erroneamente usado como sinônimo de distúrbio (Borics *et al.* 2013). Embora ambos os termos estejam associados à alteração de ecossistemas, a distinção entre distúrbio e estresse é bem entendida através de seus efeitos sobre os sistemas ecológicos (Cain *et al.* 2013). Enquanto distúrbio é geralmente causador de danos severos em ecossistemas, estresse está associado a fatores limitantes de crescimento e reprodução de indivíduos, não envolvendo mortalidade (Cain *et al.* 2013). O termo perturbação, por fim, trata da resposta de um componente ou sistema ecológico mediante distúrbios ou outro processo ecológico (Rykiel 1985). Dessa forma, enquanto distúrbio e estresse são agentes causadores de danos aos sistemas ecológicos, perturbação trata de seus efeitos.

Distúrbios de origem antrópica têm sido responsáveis por intensa e contínua transformação de ecossistemas de maneira rápida e muitas vezes irreversível (Hong & Lee 2006, Barnosky *et al.* 2012). As principais causas de perda de biodiversidade estão associadas a atividades antrópicas, incluindo degradação do solo, fragmentação e perda de habitats, poluição, introdução de espécies exóticas e mudanças climáticas (Sala 2000, Hong & Lee 2006). Por exemplo, a perda de habitats e a introdução de espécies exóticas são as duas maiores causas de extinção de espécies de peixes (Miller *et al.* 1989, Moyle & Leidy 1992). Como forma

de interpretar mudanças nos ecossistemas frente a distúrbios antrópicos, Davies & Jackson (2006) propuseram um modelo conceitual que descreve claramente como a condição biológica de um ecossistema declina mediante um gradiente de distúrbio (Figura 7). Aspectos biológicos acompanham a transição de um ecossistema em condições de referência (1) até a condição impactada, incluindo perda de espécies (2), mudanças na densidade de organismos (3), substituição de espécies sensíveis (4), dominância por espécies tolerantes (5), culminando em um cenário com severas alterações na estrutura e função de comunidades (6). O entendimento dessa relação de distúrbio versus condição biológica permite identificar e proteger áreas em boas condições ecológicas, interromper processos de impacto e, da mesma forma, diagnosticar, monitorar e recuperar áreas em estágios avançados de degradação.

FIGURA 7 – Representação dos estágios de mudanças na condição biológica de um ecossistema frente a um gradiente de distúrbio ambiental devido a atividades antrópicas (adaptado de Davies & Jackson 2006).

Riachos são importantes componentes da paisagem e abrigam uma grande biodiversidade aquática. No caso de peixes, por exemplo, porção significativa da fauna é composta por espécies de pequeno porte, com adultos menores que 10 centímetros de comprimento. Além disso, riachos são extremamente complexos

e suscetíveis a atividades humanas que ocorrem tanto nas zonas ripárias quanto em escala de bacia hidrográfica (Allan 2004, Stanfield & Kilgour 2013, Macedo *et al.* 2014a, Leal *et al.* 2016). Nesses cursos d'água, a interação entre os ambientes aquáticos e terrestres acontece através da vegetação ripária que, dentre diversas funções, atua na retenção de sedimentos e poluentes químicos e contribui com a entrada de matéria orgânica (Pusey & Arthington 2003, Casatti 2010). Assim, as pressões antrópicas no entorno são diretamente refletidas dentro dos cursos d'água. A ausência de vegetação ripária resulta em severas modificações em comunidades de organismos aquáticos, tanto em caráter taxonômico quanto funcional (Pusey & Arthington 2003, Casatti *et al.* 2009, Teresa & Casatti 2012; Figura 8). Portanto, as alterações antropogênicas nas condições físicas de riachos são fortemente associadas a mudanças nas comunidades de peixes (Santos *et al.* 2015, Teresa *et al.* 2015, Allard *et al.* 2016), as quais têm sido utilizadas por mais de 100 anos para avaliar condições ecológicas de ecossistemas (Simon 1999).

FIGURA 8 – Modelo conceitual descrevendo os mecanismos pelos quais alterações na zona ripária afetam as comunidades aquáticas (adaptado de Pusey & Arthington 2003).

Assim, a importância da paisagem para os fluxos de matéria e energia está associada à quantidade e variedade de recursos alóctones (originados fora do curso d'água) e autóctones (produzidos dentro do curso d'água), sendo que o ambiente terrestre circundante é a principal fonte de matéria orgânica para muitos rios pequenos, em especial aqueles sombreados por mata ciliar (Vannote *et al.* 1980, Wallace *et al.* 1997). Os usos da terra, como a urbanização e a agricultura, influenciam fortemente essa ligação e alteram os regimes de fluxo, a temperatura, a química da água e as características do substrato (Schlosser & Karr 1981, Peterjohn & Correll 1984, Hughes *et al.* 2014).

2.4- Impactos de Reservatórios Hidrelétricos

Uma das principais alterações antrópicas em ecossistemas fluviais é a construção de reservatórios, que são utilizados em todo o mundo para a geração de eletricidade, controle de inundações e estocagem de água para consumo humano e irrigação, entre outros usos (Wang *et al.* 2011, Jellyman & Harding 2012; Figura 9). Os rios são submetidos a alterações nas características físicas e químicas da água, ocorrendo modificações também nos regimes de inundação, condições do habitat e da biota aquática (Dudgeon 2000, Yang *et al.* 2012). Esses represamentos resultam na criação de um novo ecossistema e impactam os trechos modificados a jusante (Quinn & Kwak 2003, Mérona *et al.* 2005, Pelicice *et al.* 2015) e a montante do empreendimento (Gido *et al.* 2000, Quist *et al.* 2005, Guenther & Spacie 2006, Agostinho *et al.* 2016). A consequência é a criação de gradientes descontínuos ao longo do rio, ameaçando a persistência e estabilidade de comunidades de peixes e outros organismos (Penczak & Kruk 2005). Desta forma são observados efeitos na composição e abundância de espécies, com proliferação daquelas de maior plasticidade trófica e reprodutiva e eliminação das mais sensíveis, incluindo as reofilicas e migradoras (Agostinho *et al.* 2016, Becker *et al.* 2016, Sanches *et al.* 2016). A presença de reservatórios em cascata (Petesse *et al.* 2014), alterações no uso do solo (Martins *et al.* 2015, Moraes *et al.* 2017), entre outros fatores, intensificam os impactos negativos sobre a biota (Harding *et al.* 1998, Van Sickle *et al.* 2004).

FIGURA 9 – Impactos da construção de reservatórios hidrelétricos sobre a ictiofauna: mudanças na estrutura da ictiofauna no reservatório, favorecendo a redução da abundância de espécies reofilicas, notadamente aquelas com grandes exigências migratórias para se reproduzir (espécies de piracema), a exemplo de (A e B) curimatás (*Prochilodus* spp.), e a proliferação de espécies lacustres como (E) saguiri (*Steindachnerina insculpta*) e (F) lambari (*Astyanax fasciatus*); (C) estabelecimento de barreiras físicas às espécies que necessitam realizar migrações reprodutivas a montante para atingir seus locais de desova; (D) regulação dos pulsos de inundação a jusante e destruição das áreas inundáveis a montante do barramento, alterando a dinâmica das lagoas marginais e várzeas que atuam como áreas de reprodução e berçários para ovos e larvas de peixes; (G) transformação de ambientes lóticos em léticos com a formação do reservatório, alterando os parâmetros físico-químicos da água e promovendo a simplificação dos habitats disponíveis para a biota aquática; facilitação ao estabelecimento de espécies introduzidas adaptadas a ambientes léticos no reservatório formado, como ocorre, por exemplo, na bacia do Alto Rio Paraná, com o estabelecimento do (H) tucunaré (*Cichla piquiti*), (I) carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) e (J) corvina (*Plagioscion squamosissimus*). Fotos: Tiago C. Pessali, Gilberto Salvador, Gilmar B. Santos.

2.5- Paisagem, Pressões Antrópicas e Habitats Físicos

Conforme mencionado anteriormente, as condições locais do habitat são fatores fundamentais para a determinação da estrutura e composição de comunidades aquáticas (Hynes 1975, Vannote *et al.* 1980, Frissell *et al.* 1986, Harding *et al.* 1998, Allan 2004). Em um sentido mais amplo, os habitats físicos são todo tipo

de característica que influencia ou provê a sustentabilidade de organismos dentro de um corpo d'água (Kaufmann *et al.* 1999), fornecendo recursos e condições. Um termo operacional utilizado em estudos ecológicos em riachos é o de características estruturais, geralmente excluindo-se os parâmetros físicos e químicos da água. Assim, os habitats físicos são determinados pelas interações de características estruturais do canal fluvial e do regime hidrológico, principalmente sobre as características de substrato ou cobertura ripária (Maddock 1999, Clifford *et al.* 2006). Entretanto, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, troncos e raízes, mesmo sendo componentes do meio biótico, também produzem estruturas físicas dentro de um riacho, sendo também categorizados como habitats físicos (Kaufmann *et al.* 1999).

A estrutura de comunidades de peixes e invertebrados bentônicos é fortemente influenciada pela estrutura do canal e condições hidráulicas, como substrato, sombreamento do dossel, troncos e raízes, margens escavadas, largura molhada, variação de profundidade e declividade (Gorman & Karr 1978, Wang *et al.* 1997, Kaufmann & Hughes 2006). As mudanças nos usos da terra, como agricultura, pastagens e urbanização, podem eliminar a vegetação ripária e alterar a estabilidade das margens de um rio, aumentando o aporte de sedimentos, alterando a capacidade do rio em realizar o transporte de partículas em suspensão (Kaufmann *et al.* 2009). A sedimentação reduz a profundidade, homogeneizando os substratos de fundo e levando à diminuição da diversidade de espécies (Wood & Armitage 1997, Sutherland *et al.* 2002). Portanto, esses padrões e processos que operam em escalas local e regional desempenham papel importante na determinação da estrutura e complexidade de comunidades de espécies de peixes e invertebrados bentônicos em habitats lóticos (Matthews 1998), e ambos são afetados por atividades humanas (Pompeu *et al.* 2005, Macedo *et al.* 2014a, Castro *et al.* 2017, Leal *et al.* 2018).

2.6- Efeito de Covariância

Devido aos habitats físicos se estruturarem a partir de fatores ambientais através de múltiplas escalas, é difícil entender a importância de vários níveis

hierárquicos para a manutenção de comunidades aquáticas (Frissell *et al.* 1986, Allan 2004). Deve-se considerar a covariância de escalas espaciais e seus efeitos sobre a biota (p. ex. Macedo *et al.* 2014a, Leitão *et al.* 2018), ou seja, o quanto duas ou mais variáveis irão produzir a mesma resposta sobre a biota devido ao nível de inter-relação delas.

Estudos que buscam identificar a relação direta entre os usos do solo em uma bacia e as condições locais para a estruturação de comunidades e o grau de pressão de atividades humanas chegam a resultados diversos e contrastantes. Alguns apontam correlação positiva de áreas com florestas nativas (Sponseller *et al.* 2001, Shandas & Alberti 2009) e de pastagem (Pinto *et al.* 2006) sobre a integridade biótica. Outros descrevem correlação negativa entre áreas agrícolas (Wang *et al.* 1997, Hrodey *et al.* 2009) e urbanas (Morley & Karr 2002). Por outro lado, alguns autores sugerem que em regiões de clima temperado altamente perturbadas, dominadas pelos usos e cobertura antropogênica da terra, prevalece a importância relativa das condições naturais das bacias hidrográficas (Allan *et al.* 1997, Wang *et al.* 2006), porque as pressões antropogênicas modificam os processos operados em diferentes escalas espaciais (Moerke & Lamberti 2004). Nestas regiões, em bacias de rios minimamente perturbados por atividades humanas, observa-se que as condições locais têm maior importância para a estruturação de comunidades de organismos aquáticos (Kaufmann & Hughes 2006, Wang *et al.* 2006). No entanto, foram relatados resultados contraditórios (p. ex. Bouchard & Boisclair 2008) que descrevem as condições das escalas de bacia e local com igual importância (p. ex. Hughes *et al.* 2015). Além disso, estudos sobre a influência de fatores ambientais em diferentes escalas espaciais na biota neotropical ainda são escassos (p. ex. Macedo *et al.* 2014a, Junqueira *et al.* 2016, Castro *et al.* 2017, Leal *et al.* 2018).

O efeito de covariância entre as variáveis explanatórias influencia as interpretações sobre os principais fatores estruturadores de comunidades de organismos aquáticos, devendo-se considerar: (i) aspectos geodinâmicos que controlam a paisagem natural; (ii) pressões antrópicas evidenciadas pelos usos e cobertura do solo; e (iii) condições locais relacionadas aos habitats físicos e qualidade de água

(Figura 10). Os macroinvertebrados bentônicos, por possuírem mobilidade reduzida, respondem melhor às pressões antrópicas, enquanto os peixes, por serem mais móveis, são mais influenciados pelos habitats locais.

FIGURA 10 – Explicação compartilhada entre três níveis espaciais e a riqueza de (A) macroinvertebrados bentônicos e (B) peixes. Bacias dos rios Alto São Francisco e Alto Araguari (adaptado de Macedo *et al.* 2014a).

2.7- Rede de Amostragem Espacialmente Balanceada no Diagnóstico Ambiental de Bacias Hidrográficas

Avaliações ambientais em bacias hidrográficas devem considerar amostragens visando avaliar padrões de distribuição de espécies e suas relações com parâmetros físicos e químicos. No entanto, existe uma série de limitações quanto ao tempo de amostragem, processamento em laboratório do material coletado, análise dos dados obtidos, disponibilidade de recursos humanos e aporte financeiro para execução de projetos de avaliação ambiental. Os objetos de estudos de avaliação de integridade ecológica em bacias hidrográficas são tipicamente identificados por sua localização, ao contrário de pesquisas clássicas de amostragem quando a variável “espaço” não é contemplada (Stevens & Olsen 2004, Theobald *et al.* 2007).

Durante muitos anos, os levantamentos ambientais utilizaram amostragens tendenciosas, sem critério espacial, procurando amostrar ambientes pré-definidos, ou de melhor acesso, excluindo outras importantes áreas (Larsen *et al.* 2008).

Em regiões tropicais, o problema do viés espacial na rede de amostragem é ainda mais grave do que em regiões temperadas, pois a biodiversidade tropical, apesar de ser maior, ainda é menos conhecida (Dudgeon *et al.* 2006). Neste contexto, a amostragem espacialmente balanceada, construída através de probabilidades, é capaz de selecionar amostras que de fato reflitam os padrões espaciais de composição de espécies, estrutura de comunidades e distribuição (Theobald *et al.* 2007). Essa abordagem evita viés na seleção de pontos e cobertura de toda variedade de ambientes na bacia em estudo (desde áreas de referência até sítios severamente alterados). Atualmente, essa abordagem de amostragem espacial é utilizada tanto em escala nacional quanto regional nos EUA (Olsen & Peck 2008), porém, no Brasil é uma abordagem ainda recente (Ligeiro *et al.* 2013, Jiménez-Valencia *et al.* 2014, Macedo *et al.* 2014a, Macedo *et al.* 2016, Carvalho *et al.* 2017, Castro *et al.* 2017, Silva *et al.* 2017), em substituição a redes de amostragem tendenciosas ou com áreas mais densamente amostradas que outras (p. ex. Bozzetti & Schulz 2004, Pinto *et al.* 2006, Moreno *et al.* 2009, Pinto *et al.* 2009).

Por se tratar de uma abordagem de natureza espacial, o seu desenvolvimento em Sistemas Informativos Geográficos (SIGs) é extremamente vantajosa, pois, além de proporcionar a visualização da área de estudo, também possibilita que a amostragem seja definida a partir das feições espaciais tipicamente tratadas em SIGs, como pontos (p. ex. o centroide de um trecho de rio ou de um lago), linhas (p. ex. uma estrada ou um riacho), polígonos (p. ex. lagos, manchas de vegetação, bacias hidrográficas) (Theobald *et al.* 2007) ou a partir das células de uma superfície representada por um *raster*. Uma abordagem baseada em SIG e utilizada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EPA) é baseada em GRTS (*Generalized Random-Tessellation Stratified*), onde o desenho amostral é hierárquico e espacialmente balanceado, e pode ser aplicado a pontos, linhas e polígonos (Stevens & Olsen 2004). Essa abordagem é baseada na conversão de todos os objetos (p. ex. trechos da rede de drenagem) distribuídos de um plano espacial bidimensional (latitudes e longitudes) para um plano unidimensional; neste caso, um único vetor, como se fosse uma grande avenida, e cada observação, um endereço hierarquicamente distribuído (Stevens & Olsen 2004). Os en-

dereços são construídos seguindo o padrão de partição dos quadrantes, ou seja, a cada subdivisão de um quadrante, é adicionado um novo algarismo ao endereço (Figura 11).

FIGURA 11– Desenho amostral GRTS: (A) malha quadriculada hierárquica; (B) pontos no espaço bidimensional; (C) plano unidimensional; (D) endereço associado ao quadrante 212 adaptado de Stevens & Olsen (2004).

O desenho amostral espacialmente balanceado foi desenvolvido para ser utilizado em trechos de rios de ordens e dimensões de largura e profundidade semelhantes – “*wadeable streams*”, rios capazes de serem atravessados a pé por um adulto mediano (Kaufmann *et al.* 1999). Em função das grandes extensões das bacias hidrográficas, por questões logísticas e limitações orçamentárias, sua aplicação no estudo de bacias de empreendimentos hidrelétricos em Minas Gerais (Callisto *et al.* 2014) considerou a região a montante da linha de margem de reservatórios a um alcance de até 35 km de distância (exemplo da unidade hidrológica da UHE de Nova Ponte; Figura 12).

FIGURA 12– Etapas do sorteio espacialmente balanceado: (A) Rede de drenagem total mapeada; (B) Ordem de Strahler atribuída a todos os cursos d’água; (C) Buffer de 35 km em relação ao reservatório; (D) Sorteio espacialmente balanceado de riachos.

Após a definição da rede de pontos amostrais, uma etapa fundamental é o envio de equipes para reconhecimento em campo (Macedo *et al.* 2014b). O reconhecimento dos locais de amostragem permite identificar, dentre os pontos sorteados, aqueles que possuem as condições necessárias para compor a rede amostral (ou sítios passíveis de serem amostrados – “*target*”), condições de acessibilidade, perenidade, profundidade passível de ser vagueável e corretamente mapeados (Figura 13). Além disso, durante o reconhecimento, potenciais trechos que representam condições extremas (impactados e referência; “*hand-picked sites*”; Figura 14) podem ser reconhecidos e incorporados à malha amostral para garantir o gradiente de pressões antrópicas (Silva *et al.* 2017).

FIGURA 13– Sítios considerados “*no-target*” na rede sorteada: (A) seco; (B) sem acesso; (C) não vagueável; (D) mapeamento incorreto.

FIGURA 14 – “Hand-picked sites” (A) e (B) minimamente impactados e (C) e (D) impactados.

2.8 - Mensagem dos Autores

Este capítulo mostrou a importância da abordagem integrada entre a Geografia e a Ecologia em estudos sobre a qualidade ambiental de bacias hidrográficas. Apesar da complexidade das interações entre múltiplas escalas espaciais e ambientais, discutimos como as influências antrópicas podem afetar negativamente as comunidades aquáticas através da remoção da cobertura vegetal e substituição por atividades agropecuárias, urbanização, barramentos, alterações de fluxo, etc. Acreditamos que a utilização de ferramentas adequadas para caracterização, diagnóstico, monitoramento, detecção de impactos e restauração de ambientes aquáticos permite estabelecer programas adequados de conservação da biodiversidade que podem integrar estratégias conservacionistas por parte dos órgãos governamentais de gestão ambiental.

2.9 - Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Santos, N.C.L., Ortega, J.C.G. & Pelicice, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. *Fisheries Research* 173: 26–36.
- Allan, J.D., Erickson, D. & Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37(1): 149–161.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 257–284.
- Allard, L., Popée, M., Vigouroux, R. & Brosse, S. 2016. Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquatic Sciences* 78(2): 315–325.
- Ashcroft, M.B., French, K.O. & Chisholm, L.A. 2012. A simple post-hoc method to add spatial context to predictive species distribution models. *Ecological Modelling* 228: 17–26.
- Barnosky, A.D., Hadly, E.A., Bascompte, J., Berlow, E.L., Brown, J.H., Fortelius, M., Getz, W.M., Harte, J., Hastings, A., Marquet, P.A., Martinez, N.D., Mooers, A., Roopnarine, P., Mindell, D.P., Revilla, E. & Smith, A.B. 2012. Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486(7401): 52–58.
- Becker, B., Galhardo, B.O.S., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Callisto, M. & Santos, G.B. 2016. Influence of limnological zones on the spatial distribution of fish assemblages in three Brazilian reservoirs. *Journal of Limnology* 75(1): 156–168.
- Borics, G., Várбірó, G. & Padisák, J. 2013. Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia* 711(1): 1–7.
- Bouchard, J. & Boisclair, D. 2008. The relative importance of local, lateral, and longitudinal variables on the development of habitat quality models for a river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(1): 61–73.

Bozzetti, M. & Schulz, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529(1): 133–144.

Cain, M., Bowman, W. & Hacker, S. 2013. *Ecology*. 3ª Ed. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press.

Callisto, M., Hughes, R.M., Lopes, J.M. & Castro, M.A. (eds.) 2014. *Ecological Conditions in Hydropower Basins. Serie Peixe Vivo 3*. Belo Horizonte, Brasil: Companhia Energética de Minas Gerais.

Carvalho, D.R., Leal, C.G., Junqueira, N.T., Castro, M.A., Fagundes, D.C., Alves, C.B.M., Hughes, R.M. & Pompeu, P.S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. *Ecological Indicators* 77: 386–396.

Casatti, L. 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* 10(4): 31–34.

Casatti, L., de Paula Ferreira, C. & Carvalho, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632(1): 273–283.

Castro, D.M.P., Dolédec, S. & Callisto, M. 2017. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical Savanna streams. *Freshwater Biology* 62(8): 1472–1486.

Castro, D.M.P., Dolédec, S. & Callisto, M. 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in Neotropical Savanna streams. *Ecological Indicators* 84: 573–582.

Clifford, N.J., Harmar, O.P., Harvey, G. & Petts, G.E. 2006. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16(4): 389–408.

Cushman, S. & McGarigal, K. 2002. Hierarchical, multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* 17(7): 637–646.

Davies, S.P. & Jackson, S.K. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1251–1266.

Dudgeon, D. 2000. The ecology of tropical asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 239–263.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 81(2): 163–82.

Feio, M.J. & Dolédec, S. 2012. Integration of invertebrate traits into predictive models for indirect assessment of stream functional integrity: a case study in Portugal. *Ecological Indicators* 15(1): 236–247.

Ferreira, W.R., Hepp, L.U., Ligeiro, R., Macedo, D.R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2017. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 72: 365–373.

FISRWG (10/1998). Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG)(15 Federal agencies of the US gov't).

Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. New York, NY: John Wiley & Sons.

Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. & Hurley, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2): 199–214.

Gido, K.B., Matthews, W.J. & Wolfinbarger, W.C. 2000. Long-term changes in a reservoir fish assemblage: stability in an unpredictable environment. *Ecological Applications*. 10(5): 1517–1529.

Goldstein, R.M., Carlisle, D.M., Meador, M.R. & Short, T.M. 2007. Can basin land use effects on physical characteristics of streams be determined at broad geographic scales? *Environmental Monitoring and Assessment* 130(1–3): 495–510.

Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3): 507–515.

Guenther, C.B. & Spacie, A. 2006. Changes in fish assemblage structure upstream of impoundments within the upper Wabash river basin, Indiana. *Transactions of the American Fisheries Society* 135(3): 570–583.

Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P. V, Helfman, G.S. & Jones, E.B. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 95(25): 14843–14847.

Heino, J., Muotka, T. & Paavola, R. 2003. Determinants of macroinvertebrate in headwater diversity streams : regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72(3): 425–434.

Herrmann, G., Machado, R.B. & Macedo, D.R. 2011. Planejamento para a conservação da biodiversidade regional: uma proposta metodológica para a indicação de áreas prioritárias para a recuperação, formação de microcorredores e criação de unidades de conservação. In: Herrmann, G. (ed.). *Incorporando a Teoria ao Planejamento Regional da Conservação: A Experiência do Corredor Ecológico da Mantiqueira*. Belo Horizonte, Brasil: Valor Natural, 118–181.

Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O. & Birnbaum, J.S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs functional groups. *Journal of Biogeography* 34(2): 324–338.

Hong, S.K. & Lee, J.A. 2006. Global environmental changes in terrestrial

ecosystems. International issues and strategic solutions: introduction. *Ecological Research* 21(6): 783–787.

Hrodey, P.J., Sutton, T.M., Frimpong, E.A. & Simon, T.P. 2009. Land-use impacts on watershed health and integrity in Indiana warmwater streams. *The American Midland Naturalist* 161(1): 76–95.

Hughes, R.M., Dunham, S., Maas-Hebner, K.G., Yeakley, J.A., Schreck, C., Harte, M., Molina, N., Shock, C.C., Kaczynski, V.W. & Schaeffer, J. 2014. A review of urban water body challenges and approaches: (1) rehabilitation and remediation. *Fisheries* 39(1): 18–29.

Hughes, R.M., Herlihy, A.T. & Sifneos, J.C. 2015. Predicting aquatic vertebrate assemblages from environmental variables at three multistate geographic extents of the western USA. *Ecological Indicators* 57: 546–556.

Hynes, H.B.N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19: 1–15.

Jellyman, P.G. & Harding, J.S. 2012. The role of dams in altering freshwater fish communities in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 46(4): 475–489.

Jiménez-Valencia, J., Kaufmann, P.R., Sattamini, A., Mugnai, R. & Baptista, D.F. 2014. Assessing the ecological condition of streams in a southeastern Brazilian basin using a probabilistic monitoring design. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(8): 4685–95.

Junqueira, N.T., Macedo, D.R., Souza, R.C.R., Hughes, R.M., Callisto, M. & Pompeu, P.S. 2016. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. *Neotropical Ichthyology* 14(3): e150116.

Karr, J. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman, R. & Bilby, R. (eds.). *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York, NY: Springer-Verlag, 502–528.

Kaufmann, P.R., Levine, P., Robison, E., Seeliger, C. & Peck, D. 1999. *Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams*. Washington, DC: EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency.

Kaufmann, P.R. & Hughes, R.M. 2006. Geomorphic and anthropogenic influences on fish and amphibians in Pacific Northwest Coastal streams. *American Fisheries Society Symposium* 48: 429–455.

Kaufmann, P.R., Larsen, D.P. & Faustini, J.M. 2009. Bed stability and sedimentation associated with human disturbances in Pacific Northwest streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 45(2): 434–459.

Larsen, D.P., Olsen, A.R. & Stevens, D.L. 2008. Using a master sample to integrate stream monitoring programs. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 13(3): 243–254.

Leal, C.G., Barlow, J., Gardner, T.A., Hughes, R.M., Leitão, R.P., Mac Nally, R., Kaufmann, P.R., Ferraz, S.F.B., Zuanon, J., de Paula, F.R., Ferreira, J., Thomson, J.R., Lennox, G.D., Dary, E.P., Röpke, C.P. & Pompeu, P.S. 2018. Is environmental legislation conserving tropical stream faunas? A large-scale assessment of local, riparian and catchment-scale influences on Amazonian fish. *Journal of Applied Ecology* 55(3): 1312–1326.

Leal, C.G., Pompeu, P.S., Gardner, T.A., Leitão, R.P., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Zuanon, J., Paula, F.R., Ferraz, S.F.B., Thomson, J.R., Mac Nally, R., Ferreira, J. & Barlow, J. 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology* 31(8): 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., Ferraz, S.F.B.B. & Gardner, T.A. 2018. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography* 41(1): 219–232.

Leopold, L., Wolman, M.G. & Miller, J. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*.

New York, NY: Dover Publications Inc.

Leps, M., Tonkin, J.D., Dahm, V., Haase, P. & Sundermann, A. 2015. Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: the role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of the Total Environment* 536: 546–556.

Ligeiro, R., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Macedo, D.R., Firmiano, K.R., Ferreira, W.R., Oliveira, D., Melo, A.S. & Callisto, M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57.

Ligeiro, R., Melo, A.S. & Callisto, M. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology* 55(2): 424–435.

Liu, S., Xie, G., Wang, L., Cottenie, K., Liu, D. & Wang, B. 2016. Different roles of environmental variables and spatial factors in structuring stream benthic diatom and macroinvertebrate in Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators* 61: 602–611.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ferreira, W.R., Firmiano, K.R., Silva, D.R.O., Ligeiro, R., Kaufmann, P.R. & Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* 64: 132–141.

Macedo, D.R., Hughes, R.M., Ligeiro, R., Ferreira, W.R., Castro, M.A., Junqueira, N.T., Oliveira, D.R., Firmiano, K.R., Kaufmann, P.R., Pompeu, P.S. & Callisto, M. 2014a. The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landscape Ecology* 29(6): 1001–1016.

Macedo, D.R., Pompeu, P.S., Morais, L., Castro, M.A., Alves, C.B.M., França, J.S., Sanches, B.O., Agra, J.U.M. & Callisto, M. 2014b. Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance, and sampling. In: Callisto, M., Hughes, R.M. Lopes, J.M. & Castro, M.A. (eds.). *Ecological Conditions in Hydropower Basins. Série Peixe Vivo* 3. Belo Horizonte, Brasil: Companhia Energética de Minas Gerais, 61–83.

Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41(2): 373–391.

Martins, I., Sanches, B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Santos, G.B., Molozzi, J. & Callisto, M. 2015. Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. *Biota Neotropica* 15(1): 1–10.

Marzin, A., Verdonschot, P.F.M. & Pont, D. 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia* 704(1): 375–388.

Matthews, W.J. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Boston, MA: Springer US.

McGarigal, K. & Cushman, S. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335–345.

Melo, A.S., Rangel, T.F.L.V.B. & Diniz-Filho, J.A.F. 2009. Environmental drivers of beta-diversity patterns in New-World birds and mammals. *Ecography* 32(2): 226–236.

Mérona, B., Vigouroux, R. & Tejerina-Garro, F.L. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia* 551(1): 33–47.

Metzger, J. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147–1161.

Miller, R.R., Williams, J.D. & Williams, J.E. 1989. Extinctions of North American fishes during the past century. *Fisheries* 14(6): 22–38.

Moerke, A.H. & Lamberti, G.A. 2004. Restoring stream ecosystems: lessons from a Midwestern State. *Restoration Ecology* 12(3): 327–334.

Morais, L., Sanches, B.O., Santos, G.B., Kaufmann, P.R., Hughes, R.M., Molozzi, J. & Callisto, M. 2017. Assessment of disturbance at three spatial scales in two large tropical reservoirs. *Journal of Limnology* 76(2): 240–252.

Moreno, P., França, J.S., Ferreira, W.R., Paz, A.D., Monteiro, I.M. & Callisto, M. 2009. Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a Neotropical basin. *Hydrobiologia* 630(1): 231–242.

Morley, S.A. & Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound basin. *Conservation Biology* 16(6): 1498–1509.

Moyle, P.B. & Leidy, R.A. 1992. Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In: Fielder, P.L. & Jain, S.K. (eds.). *Conservation Biology: the Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*. New York, NY: Chapman and Hall, 127–169.

O'Neill, R., Johnson, A. & King, A. 1989. A hierarchical framework for the analysis of scale. *Landscape Ecology* 3: 193–205.

O'Neill, R.V., Milne, B.T., Turner, M.G. & Gardner, R.H. 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology* 2(1): 63–69.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.

Olsen, A.R. & Peck, D. V. 2008. Survey design and extent estimates for the wadeable streams assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 822–836.

Pelice, F.M., Pompeu, P.S. & Agostinho, A.A. 2015. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish and Fisheries* 16(4): 697–715.

Penczak, T. & Kruk, A. 2005. Patternizing of impoundment impact (1985-2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. *Journal of Applied Ichthyology* 21(3): 169–177.

Peterjohn, W.T. & Correll, D.L. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecological Society of America* 65(5): 1466–1475.

Pettesse, M.L., Petrere, M. & Agostinho, A.A. 2014. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering* 69: 139–150.

Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York, NY: Academic Press, 3–13.

Pinto, B.C.T., Araújo, F.G. & Hughes, R.M. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large Southeastern Brazil river. *Hydrobiologia* 556(1): 69–83.

Pinto, B.C.T., Araújo, F.G., Rodrigues, V.D. & Hughes, R.M. 2009. Local and ecoregion effects on fish assemblage structure in tributaries of the Rio Paraíba do Sul, Brazil. *Freshwater Biology* 54(12): 2600–2615.

Poff, N. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391–409.

Pompeu, P.S., Alves, C.B.M. & Callisto, M. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. In: Brown, L.R., Gray, R.H., Hughes, R.M. & Meador, M.R. (eds.). *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*. Bethesda, MD: American Fisheries Society, 11–22.

Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research* 54(1): 1–16.

Quinn, J.W. & Kwak, T.J. 2003. Fish assemblage changes in an Ozark river after impoundment: a long-term perspective. *Transactions of the American Fisheries*

Society 132(1): 110–119.

Quist, M.C., Hubert, W.A. & Rahel, F.J. 2005. Fish assemblage structure following impoundment of a Great Plains river. *Western North American Naturalist* 65(1): 53–63.

Rykiel, E.J. 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology* 10(3): 361–365.

Sala, O.E. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287(5459): 1770–1774.

Sanches, B.O., Hughes, R.M., Macedo, D.R., Callisto, M. & Santos, G.B. 2016. Spatial variations in fish assemblage structure in a Southeastern Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology* 76(1): 185–193.

Sandin, L. & Johnson, R.K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecology* 19(5): 501–515.

Santos, F.B., Ferreira, F.C. & Esteves, K.E. 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes* 98(8): 1895–1912.

Schlosser, I.J. & Karr, J.R. 1981. Water quality in agricultural watersheds: impact of riparian vegetation during base flow. *Water Resources Bulletin: American Water Resources Association* 17(2): 233–240.

Schumm, S.A. 1977. *The Fluvial System*. New York, NY: Wiley.

Seaber, P.R., Kapinos, F.P. & Knapp, G.L. 1987. *Hydrologic unit maps*. Denver, CO: U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2294. U.S. Geological Survey.

Shandas, V. & Alberti, M. 2009. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning* 90(1–2): 66–75.

Silva, D.R.O., Herlihy, A.T., Hughes, R.M. & Callisto, M. 2017. An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the Neotropical Savanna. *Ecological Indicators* 81: 514–525.

Sponseller, R.A., Benfield, E.F. & Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46(10): 1409–1424.

Stanfield, L.W. & Kilgour, B.W. 2013. How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications* 29(7): 891–905.

Steel, E.A., Hughes, R.M., Fullerton, A.H., Schmutz, S., Young, J.A., Fukushima, M., Muhar, S., Poppe, M., Feist, B. & Trautwein, C. 2010. Are we meeting the challenges of landscape-scale riverine research? A review. *Living Reviews in Landscape Research* 4(1): 1–60.

Stevens, D.L. & Olsen, A.R. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of the American Statistical Association* 99(465): 262–278.

Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions, American Geophysical Union* 38(6): 913–920.

Sutherland, D.G., Hansler Ball, M., Hilton, S.J. & Lisle, T.E. 2002. Evolution of a landslide-induced sediment wave in the Navarro River, California. *Geological Society of America Bulletin* 114(8): 1036–1048.

Teresa, F.B. & Casatti, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21(3): 433–442.

Teresa, F.B., Casatti, L. & Cianciaruso, M.V. 2015. Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* 13(2): 361–370.

Theobald, D.M., Stevens, D.L., White, D., Urquhart, N.S., Olsen, A.R. & Norman,

- J.B. 2007. Using GIS to generate spatially balanced random survey designs for natural resource applications. *Environmental Management* 40(1): 134–46.
- Tonn, W.M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119(2): 337–352.
- Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31(3): 265–275.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. New York, NY: Springer.
- Van Sickle, J., Baker, J., Herlihy, A., Bayley, P., Gregory, S., Haggerty, P., Ashkenas, L. & Li, J. 2004. Projecting the biological condition of streams under alternative scenarios of human land use. *Ecological Applications* 14(2): 368–380.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1): 130–137.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882–892.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L. & Webster, J.R. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277(5322): 102–104.
- Wang, L., Infante, D., Lyons, J. & Cooper, A. 2011. Effects of dams in river networks on fish assemblages in non-impoundment sections of rivers in Michigan and Wisconsin, USA. *River Research and Applications* 487: 473–487.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P. & Gatti, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22(6): 6–12.
- Wang, L., Seelbach, P. & Hughes, R.M. 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48: 1–23.

Whittier, T.R., Stoddard, J.L., Hughes, R.M. & Lomnický, G. 2006. Associations among catchment- and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least- and most-disturbed stream and river sites in the western USA. *American Fisheries Society Symposium* 48: 641–664.

Wojciechowski, J., Heino, J., Bini, L.M. & Padial, A.A. 2017. Temporal variation in phytoplankton beta diversity patterns and metacommunity structures across subtropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62(4): 751–766.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21(2): 203–217.

Yang, S., Gao, X., Li, M., Ma, B. & Liu, H. 2012. Interannual variations of the fish assemblage in the transitional zone of the Three Gorges reservoir: persistence and stability. *Environmental Biology of Fishes* 93(2): 295–304.

Zimbres, B., Furtado, M.M., Jácomo, A.T.A., Silveira, L., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Machado, R.B. & Marinho-Filho, J. 2012. The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology* 28(2):259–269.”