



# A INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO SOBRE A MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

P.R. Pagliosa <sup>1</sup>

L.F.Teive <sup>1</sup>; A. Fonseca <sup>1</sup>; D. Gidsicki <sup>1</sup>; P.H. Marques <sup>2</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Zoologia e Ecologia, NEMAR, 88040 - 900, Florianópolis, SC, Brasil <sup>2</sup> Universidade Federal do Paraná, Campus Litoral, Matinhos, PR, Brasil ppagliosa@yahoo.com.br

## INTRODUÇÃO

Na última década foram conquistados importantes avanços no entendimento do papel da conservação de bacias hidrográficas para a manutenção da biodiversidade. Áreas protegidas possuem no seu interior porções aquáticas. Contudo, são ainda incipientes as estratégias de conservação que levem em consideração a inteireza e a conectividade das paisagens aquáticas. Os objetivos da conservação, nestes casos, estão mais relacionados ao alcance da proteção da biodiversidade terrestre. Quando abarcam grandes dimensões de ambientes aquáticos é porque a intenção maior da proteção tem como foco os bens e serviços que a água fornece (i.e., abastecimento e energia) e não a conservação das espécies ou o funcionamento do sistema.

Áreas de proteção de água doce devem idealmente conter bacias intactas, possuir regime hidrológico natural e estarem livres de espécies não nativas (Saunders *et al.*, 002). A probabilidade atual em se encontrar uma única destas condições é bastante baixa e poucos estudos têm, na prática, avaliado a efetividade destas resoluções. Entretanto, no interior e no entorno do Parque Nacional do Iguaçu, Patrimônio Natural da Humanidade desde 1986 e amplamente conhecido pelas suas paisagens aquáticas, ocorrem bacias com diferentes usos do solo. Entre estas, a última bacia hidrográfica intacta e natural de grande porte do sul do Brasil. Outra com exatamente metade de sua área intacta e protegida e outra completamente degradada pelo uso agroindustrial. Tais características possibilitam uma avaliação da biodiversidade aquática em bacias semelhantes em tamanho e fisiografia, contíguas e com diferentes graus de preservação.

Discussões a cerca da perda da biodiversidade normalmente são exploradas em nível regional ou global. Entretanto, a crise global da biodiversidade é fruto das perdas locais. Desta forma, evidenciar e quantificar os processos de perda local é essencial para traçar estratégias para o controle destas perdas. Inclusive, para uma melhora no planejamento de futuras áreas protegidas e o re - estabelecimento da conectividade entre as distintas paisagens aquáticas.

## OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo central comparar a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos de três bacias hidrográficas vizinhas e com diferentes usos do solo (graus preservação).

## MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da Área de estudo e Uso do solo

O estudo foi desenvolvido dentro e fora do Parque Nacional do Iguaçu (ParNa Iguaçu) que cobre uma área com 185.256,5 ha de Mata Atlântica e localiza - se no sudoeste do Paraná, sul do Brasil (25°05'S - 25°41'S e 53°40'W - 54°38'W), na fronteira entre Brasil e Argentina. A região de estudo apresenta pluviosidade média anual de 1712 mm, igualmente distribuída ao longo do ano, e umidade relativa do ar de até 80 %, com temperatura média máxima cerca de 26°C e mínima de 15°C. O regime climático é o subtropical úmido, com verão pronunciado e com possibilidades de uma pequena seca durante o inverno.

A formação geológica é de origem vulcânica caracterizada por rochas efusivas basálticas da formação Serra Geral. O relevo é escarpado e o solo litólico em associações ao latossolo roxo e terra roxa estruturada. A vegetação é composta por Floresta Estacional Semidecidual Submontana e Montana e Floresta Ombrófila Mista Montana caracterizada pela presença de *Araucária angustifolia*. Esta estrutura condicionou uma homogeneidade na fisiografia regional, com a drenagem dos rios em formato retangular a sub - retangular e um notável paralelismo em sua direção. As nascentes situam - se à 600m de altitude e a foz no rio Iguaçu à 200m. O solo predominante é hidromórfico gleyzado e as águas subterrâneas constituem a formação Botucatu (Aqüífero Guarani). A mata ciliar é composta por Floresta Estacional Semidecidual Aluvial e Floresta Ombrófila Mista Aluvial.

Juntos, o ParNa Iguaçu e o Parque Nacional Iguazú, na Argentina, preservam o total de 0,2% da extensão original

da Mata Atlântica e 2,5% do seu remanescente. O ParNa Iguacu resguarda a última bacia hidrográfica (não costeira) de grande porte do sul do Brasil que ainda mantém as condições naturais, a bacia do Rio Florianiano, localizada na área intangível e selvagem do parque, com área de 677,73 km<sup>2</sup> e uso do solo caracterizado pela predominância de cobertura vegetal (100%). Contígua a esta, a bacia do Rio Gonçalves Dias apresenta exatamente metade de sua área de drenagem (495,54 km<sup>2</sup>) preservada e intacta, servindo de limítrofe do parque. O uso do solo nesta bacia caracteriza-se pela presença de cobertura vegetal (60%), urbanização (01%) e agricultura e pastagem (39%). Na porção fora dos limites do ParNa, na margem esquerda desta bacia e toda a bacia vizinha, a bacia do Rio Andrade, a cobertura florestal natural foi removida e a área é intensivamente usada para pastagem e agricultura. Dos 1.400,75 km<sup>2</sup> da área da bacia, 68% correspondem ao uso do solo caracterizado pela presença de pastagem e agricultura, 29% à cobertura vegetal e 3% à urbanização. Esta situação bem representa o uso do solo e os modos de ocupação de todo o sul do país.

Trabalho em campo e tratamento das amostras

Para comparar a biodiversidade de macroinvertebrados aquáticos nas três bacias hidrográficas vizinhas e com diferentes graus de preservação foram tomadas amostras de março de 2004 a novembro de 2005 em diversos pontos dentro de cada bacia. Para os cálculos, as amostras foram agrupadas para representar três áreas de drenagem em cada bacia (i.e., cabeceiras, curso médio e curso inferior). Cada conjunto de amostras somou 2 - 3 h de esforço de captura para cada área, com pelo menos 30 - 50 pontos/área. Cada área foi visitada duas vezes durante o período de amostragem, exceto na bacia preservada onde o trabalho de campo foi realizado em dois períodos, mas em áreas diferentes.

Para a coleta dos macroinvertebrados utilizou-se rede D-frame com malha de 0,5 mm. Os organismos foram coletados sistematicamente em vários substratos dentro do rio, golpeando e arrastando o sedimento, pedras, pedregulhos, macrófitas aquáticas, bancos vegetados submersos, folhiços, galhos e troncos, proporcionalmente a sua frequência de ocorrência. Este esquema foi utilizado para garantir que os tipos de substrato amostrados nos vários pontos de coleta refletissem a diversidade de condições de habitats dentro de uma mesma área e entre áreas. Posteriormente, em laboratório, os animais foram analisados sob microscopia, separados em morfotipos, contados, identificados até o menor nível taxonômico possível e conservados em álcool a 70 %.

Atributos do ecossistema com base nas características funcionais da fauna

A abundância relativa das diferentes categorias funcionais da fauna serve como um indicador das condições dos habitats aquáticos. A avaliação utiliza atributos morfológicos e comportamentais associados com a aquisição do alimento (Merritt *et al.*, 002; Cummins *et al.*, 005). Os critérios têm como foco a base dos recursos nutricionais para o ecossistema rio, como o balanço entre a produção primária bruta e a respiração da comunidade (P:R, dada pela proporção entre raspadores e a soma de fragmentadores, filtradores e detritívoros); o transporte, armazenamento e repartição da matéria orgânica particulada grossa e fina (MOPG:MOPF, dado pela proporção entre

os fragmentadores e a soma dos filtradores e detritívoros) e a disposição desta na coluna da água e nos sedimentos (MOPFS:MOPFD, proporção entre filtradores e detritívoros). Estas medidas tornam a técnica particularmente sensível aos impactos do uso do solo em bacias hidrográficas. Análise de dados

As abundâncias relativas e a riqueza de espécies entre as distintas bacias foram testadas por análises de variância unifatorial. Quando significativas as diferenças foram avaliadas por testes de comparação múltipla de Newman - Keuls. A extensão da mudança no padrão de distribuição da comunidade ao longo de cada bacia e entre as distintas bacias foi verificada com análise de ordenação n - MDS. As matrizes foram derivadas usando a dissimilaridade de Bray - Curtis sob dados não transformados. Adicionalmente, mudanças ou diferenças na comunidade foram avaliadas pela comparação das curvas de k - dominância para cada bacia. A diversidade beta foi avaliada pelo índice que mede a mudança ou taxa de substituição na composição de espécies de um local para outro (Whittaker, 1960). Para cada bacia foi calculada a diversidade beta tendo como base a riqueza total (diversidade gama) e a riqueza média de espécies (diversidade alfa) entre todas as amostras. Para a comparação entre bacias foi calculada a diversidade diferencial para cada par de bacias.

O índice de integridade da biodiversidade (Scholes & Biggs, 2005) foi utilizado para estimar as mudanças relativas na perda de biodiversidade da bacia preservada em relação as suas vizinhas parcialmente preservada e não preservada. O índice compara a população de um ecossistema em particular e diferentes situações de práticas de manejo do uso do solo com uma "população referência". No presente caso, os cálculos dizem respeito a um único tipo de ecossistema e os valores totais encontrados na bacia inteiramente protegida foram utilizados como referência para o cálculo dos impactos nas populações.

## RESULTADOS

Na avaliação de locais com diferentes usos do solo, como no presente caso, pode-se esperar respostas da comunidade aquática variando de um gradiente de diversidade a partir da bacia inteiramente protegida em direção a bacia não protegida, ou mesmo uma maior diversidade na área parcialmente protegida (ou parcialmente não protegida) devido aos distúrbios intermediários. Entretanto, a riqueza de táxons na bacia parcialmente protegida foi similar aquela da bacia não protegida. Nestas, o número de táxons foi em torno da metade do registrado na bacia inteiramente preservada. Em outras palavras, podemos dizer que se o alvo da conservação for a biodiversidade aquática a proteção parcial da bacia não é suficientemente adequada. A comparação da biodiversidade da comunidade aquática entre bacias com diferentes estados de preservação evidenciou a efetividade da conservação somente quando ocorreu a proteção integral da bacia.

Debates sobre a efetividade de áreas de preservação terrestres ou aquáticas não podem deixar de considerar a dispersão dos impactos a partir das áreas de uso restrito para áreas sem restrição de uso. A restrição do uso do solo pode

não reduzir os impactos, mas simplesmente dispersá - los por outras áreas ou no tempo (Ewers & Rodrigues, 2008). No presente caso, não ocorre a intensificação do uso do solo no entorno da área protegida. O que se vê é a reprodução do modus operandi (i.e., uso não conservacionista do solo) de todo o sul e sudeste do Brasil.

Ao contrário do esperado, não ocorreu uma efetiva proteção na bacia parcialmente protegida na fronteira do ParNa Iguçu. Pode - se dizer que o curso d'água principal da bacia parcialmente protegida funciona como um "rio vazio", lembrando a teoria das "florestas vazias" *sensu* Redford (1992). A presença de uma exuberante e expressiva vegetação em exatamente metade da drenagem, e o ambiente aquático intacto no seu interior, não garantiram a presença da fauna aquática no curso d'água principal da bacia. As mudanças no uso do solo causadas pelas atividades humanas na porção não protegida da bacia se mostraram tão drásticas que o corredor do rio não funciona e o estoque de espécies foi simplesmente perdido. Neste caso, a diversa biota da porção protegida da bacia pode estar sendo restringida de ocorrer no rio principal por duas vias não excludentes: i) pela impossibilidade da dispersão entre as duas metades da bacia; ou, simplesmente, ii) pela impossibilidade de permanência neste curso d'água.

Quanto à primeira hipótese, a recolonização natural das espécies num determinado ambiente é primariamente dependente da distância da população fonte (Malmqvist, 2002). No presente caso, podemos considerar que o efeito das distâncias é desprezível, uma vez que devido as características regionais a dispersão deve ocorrer naturalmente no interior da bacia. A reposição do estoque de espécies é dependente, em última instância, da heterogeneidade de habitats e o grau de especialização da biota aos tipos de habitats. A análise dos atributos do ecossistema a partir das características funcionais da biota é uma medida que usa justamente a especificidade das espécies aos habitats para representar a situação dos habitats amostrados. A comunidade aquática da bacia do rio Gonçalves Dias apresentou uma relação muito pobre entre fragmentadores e a vegetação ripária, e um elevado aporte de material particulado depositado, indicando uma variação nas condições dos habitats local disponível para os animais. Esta variação pode interferir na capacidade e na habilidade de dispersão da biota, uma vez que do ponto de vista dos invertebrados aquáticos, cada habitat no interior de um rio ou córrego funciona como uma verdadeira ilha isolada de outros habitats semelhantes em outros locais (Strayer, 2006).

A resultante de todas as propriedades que interferem ou facilitam o movimento e influenciam no tempo de residência dos organismos pode ser entendida como a própria conectividade (Wiens, 2002). Portanto, alterações no uso do solo (paisagem) podem causar a redução da conectividade na rede de drenagem de um rio ou mesmo entre rios. Os dados mostraram que a taxa de substituição (reposição) de espécies ao longo de uma mesma bacia foi maior na bacia inteiramente preservada, indicando que a manutenção da conectividade ao longo da bacia influencia não somente na riqueza de espécies local (diversidade alfa) como também nas trocas de espécies entre distintos locais (diversidade beta). Desta forma, a manutenção da biodiver-

sidade aquática está intimamente associada à manutenção da conectividade ao longo da bacia hidrográfica e também entre bacias vizinhas.

Quanto à segunda hipótese, a defaunação que ocorre no curso principal da bacia do rio Gonçalves Dias pode ocorrer indiretamente devido as elevadas cargas orgânicas e de pesticidas despejadas nos córregos da margem esquerda da bacia. Diversos estudos têm mostrado a diminuição da diversidade de espécies aquáticas em locais com intenso uso agrícola. A região sul do Brasil é reconhecidamente a grande área agrícola do país. As culturas consumiram em média 6.166.836,75 ton.ano - 1 (em 1000 ton. métricas) de fertilizantes nos últimos quatro anos. Adicionalmente, estimativas mostram um despejo de Fósforo na ordem de 1.550.000 ton. proveniente de esterco de suíno e frango das fazendas locais. O excedente de Nitrogênio da criação bovina chega a 68 %, ou seja, de cada 4 kg de Nitrogênio aplicado na produção bovina, 3 kg são perdidos para o meio. Este cenário bem representa a intensa atividade agrícola na região que pode atuar diretamente sobre a fauna aquática e seu ambiente. A drástica diminuição de organismos fragmentadores e o acréscimo de organismos raspadores, como os Gastropoda Ampularidae, e coletores juntadores, como os Ephemeroptera *Caenis*, *Cloodes* e *Cryptonympha*, nas bacias parcialmente preservada e não preservada é um forte indicativo desta situação.

Se considerarmos uma escala regional, o estoque de espécies de invertebrados aquáticos está limitado pela capacidade natural de dispersão dos animais ao longo de uma paisagem relativamente homogênea (geologia, relevo, vegetação, etc.) e pela frequência e imprevisibilidade de diferentes eventos. Desta forma, o grau de interdependência entre a diversidade regional (gama) e a diversidade local (alfa) está intimamente associado aos padrões de reposição de espécies (beta) de uma bacia para a bacia vizinha. Quando avaliadas as mudanças na biodiversidade entre bacias (regional), as maiores taxas de diversidade diferencial foram aquelas da bacia do rio Floriano (inteiramente preservada) com as demais, e a menor, aquela calculada entre as bacias dos rios Gonçalves Dias (parcialmente preservada) e Andrade (não preservada). Como no presente caso pode - se considerar que as restrições naturais regionais são as mesmas para as bacias avaliadas, algumas condições locais de cada bacia limitaram o tipo e o número de táxons capazes de se dispersarem, ou hábeis a persistir, sob certas circunstâncias. Desta forma, a riqueza de táxons em rios vizinhos variou por causa dos diferentes usos do solo em cada bacia e não por causa de imposições naturais regionais. Todos estes resultados têm relação direta com a perda da conectividade ao longo de uma mesma bacia de drenagem e entre bacias vizinhas quando não ocorreu a proteção integral da bacia.

O índice da integridade da biodiversidade mostrou que cerca de 10% das espécies aquáticas foram perdidas em bacias contíguas da área preservada e mesmo dentro da área preservada, quando não se preservou a totalidade da bacia. Os modos de uso do solo, principalmente a expansão e intensificação de áreas urbanas e agrícolas, têm sido apontados como as causas diretas de perdas passadas e atuais da biodiversidade e da degradação dos ecossistemas e, notadamente, são as causas das perdas locais. Os resultados aqui apre-

sentados indicam que efetivas estratégias de manejo da biodiversidade em paisagens com domínio agrícola, como as presentes na bacia hidrográfica do rio Iguaçu, só serão alcançadas com a incorporação de ambientes aquáticos no seu planejamento.

## CONCLUSÃO

Embora tenha havido um crescimento na importância das áreas aquáticas nas estratégias de conservação, o problema da pouca proteção das espécies aquáticas se mantém. Aqui, os dados mostraram que pode haver um ganho mais efetivo na proteção da biodiversidade quando se leva em consideração o ambiente aquático no planejamento de áreas de proteção. A efetiva proteção do ambiente e das espécies aquáticas está primariamente relacionada com o uso do solo no interior da bacia hidrográfica e com o tamanho da área preservada. Diante desta constatação, o desafio na formulação de estratégias de conservação para ambientes aquáticos está no entendimento do funcionamento ecológico das bacias hidrográficas alvo. E, na prática, o fator chave está no entendimento de como tornar a conservação efetiva sem a completa restrição de uso de bacias hidrográficas inteiras.

Instituto Chico Mendes, CNPq.

## REFERÊNCIAS

Cummins, K.W.; Merritt, R.W. & Andrade. P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize

ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 69 - 89.

Ewers, R.M. & Rodrigues, A.S.L. 2008. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 113 - 116.

Malmqvist, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 679 - 694.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., Berg, M.B., Novak, J.A., Higgins, M.J., Wessell, K.J., Lessard, J.L., 2002. Development and application of a macroinvertebrate functional - group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in southwest Florida. *Journal North American Benthological Society* 21, 290 - 310.

Redford, K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42: 412 - 422.

Saunders, D.L.; Meeuwig, J.J. & Vincent, A.C.J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16: 30 - 41.

Scholes, R.J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature*, 434: 45 - 49.

Strayer, D.L. 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of North America Benthological Society*, 25: 271 - 287.

Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47:501 - 515.

Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 22: 1-44.