

Título: Contribuição dos invertebrados terrestres como fonte alóctone em riachos com e sem mata ciliar.

I. **Autor:** Alexandre Leandro Pereira

II. Resumo

Em riachos grande parte da matéria orgânica que entra é proveniente do entorno, como folhas que caem, detrito, restos de plantas ou animais, sendo conhecidas como fontes alóctones. Sendo os invertebrados uma fonte alóctone de considerável importância, uma vez que muitos peixes utilizam esse recurso. Há uma interdependência dos riachos e a floresta ao entorno na regulação dos fluxos de nutrientes e energia, sendo a floresta o importante provedor de detrito, indispensável na produção secundária de invertebrados bentônicos ou fornecedor de invertebrados terrestres, o qual representa uma fonte alimentar de alta qualidade, apesar disso, a importância da vegetação ripária muitas vezes é negligenciada, sendo a agricultura uma das principais alterações no uso do solo, o uso agrícola, quando remove a vegetação marginal, altera os fluxos de energia, aumentando a entrada de sedimentos e poluentes, levando a modificações na diversidade biológica e com reflexos profundos nas teias alimentares. Diante disso, o presente estudo tem como objetivo investigar a importância dos invertebrados terrestres com potenciais fontes alimentares alóctones em riachos com e sem a influência da mata ciliar, comparando a entrada de biomassa e índices ecológicos dos invertebrados terrestres em riachos na Região Oeste do Estado do Paraná.

III. Objetivos

O presente estudo tem como objetivos estimar para um riacho com presença de floresta e em um riacho com ausência de floresta no entorno a importância dos invertebrados terrestres que são potenciais fontes alimentares alóctones para consumidores aquáticos; caracterizar a composição da fauna e estimar índices ecológicos da comunidade tais como índice de diversidade, equitabilidade e riqueza de invertebrados.

Objetivos específicos

- Comparar a biomassa da chuva de invertebrados em um riacho com a presença e ausência de floresta ciliar;
- Comparar a biomassa de invertebrados terrestres à deriva como fontes alóctones em riachos com a presença e ausência de mata ciliar;

- Estimar os índices ecológicos, tais como abundância, riqueza e diversidade da comunidade de invertebrados que caem e que estão a deriva;
- Determinar diferenças locais e sazonais na importância dos invertebrados terrestres como fontes alóctones para os consumidores aquáticos de riachos.

IV. Introdução

Riachos constituem um importante meio aquático em florestas e em suas teias alimentares grande parte da energia disponível para os consumidores é principalmente originada dos produtores primários, mas não necessariamente de plantas aquáticas ou no próprio riacho (fontes autóctones). Grande parte da matéria orgânica que entra nos riachos é proveniente do entorno, como folhas que caem, detrito, restos de plantas ou animais, sendo conhecidas como fontes alóctones (Allan e Castillo, 2007).

Geralmente, as teias alimentares em riachos são alimentadas por um complexo de fontes autóctones e alóctones. Sendo os invertebrados uma fonte alóctone de considerável importância, uma vez que muitos peixes utilizam esse recurso (Kawaguchi e Nakano, 2001; Barreto e Aranha, 2006; Allan e Castilho, 2007; Hoffman et al., 2007).

De acordo com a teoria do continuum fluvial (RCC) nos riachos de cabeceira florestados, a produção autóctone é limitada pela entrada de luz, pois são muito sombreados e a principal fonte alóctone primária é a serapilheira produzida pelas árvores e suas folhas (Vannote et al., 1980; Wallace et al., 1999), contudo, a energia alóctone proveniente da produção secundária é menos conhecida.

A teia trófica de um riacho é suportada por uma mistura de fontes de energia originadas no próprio riacho ou no entorno, adicionalmente, a chuva de artrópodes pode ser importante em muitos riachos de cabeceira.

A importância dos artrópodes aquáticos como fonte alimentar para os animais terrestres no entorno dos riachos é bem conhecida (Paetzold et al., 2005), assim como a dos artrópodes terrestres para a fauna aquática, principalmente peixes (Kawaguchi e Nakano, 2001; Pusey e Arthington 2003; Barreto e Aranha, 2006; Chan et al., 2007; Hoffman et al., 2007) sendo a troca de energia e nutriente entre o a zona ripária e o rio é um importante processo em ambientes lóticos (Ward, 1998; Naiman e De'camps,

1997; Fisher et al., 1998; Helfield e Naiman, 2001). Hoffman et al. (2007) verificaram para *Alosa sapidissima*, um clupeídeo da América do Norte, que fontes alóctones são mais importantes em anos chuvosos, Kawaguchi e Nakano (2001) comparando a chuva de invertebrados terrestres em riachos florestados e de pastagem verificou que a entrada desses animais em nos riachos florestados foi quase duas vezes maior que em pastagens.

Riachos florestados são habitats onde a produtividade primária é relativamente baixa e seus consumidores são quase sempre subsidiados pelo transporte de recursos alimentares de habitats doadores mais produtivos, como a floresta, onde conexão trófica suficiente é mantida (Polis et al., 1997).

Diante disso, fica clara a interdependência de riachos e a floresta ao entorno na regulação dos fluxos de nutrientes e energia, sendo a floresta o importante provedor de detrito, indispensável na produção secundária de invertebrados bentônicos (Cummins, et al., 1995; Wallace et al., 1997), ou fornecedor de invertebrados terrestres, o qual representa um fonte alimentar de alta qualidade, sendo diretamente consumida por peixes em riachos (Mason e MacDonald, 1982; Garman, 1991; Cloe e Garman, 1996; Wipfli, 1997).

Apesar disso, a importância da vegetação ripária para os riachos da Mata Atlântica muitas vezes é negligenciada, sendo a agricultura uma das principais alterações no uso do solo, o uso agrícola, quando remove a vegetação marginal, altera os fluxos de energia, aumentando a entrada de sedimentos e poluentes, levando a modificações na diversidade biológica e com reflexos profundos nas teias alimentares (Allan e Castillo, 2007; Dudgeon, 2008). Esse quadro é comum na região Oeste do Estado do Paraná, onde a paisagem, originalmente Mata Atlântica Estacional Semi-Decidual, é dominada por cultura da soja e milho e com pequenos fragmentos florestais (A.L. Pereira, comunicação pessoal).

Tal conhecimento tem grande importância nos estudos de conservação em geral, pois dá a medida da dependência das diferentes espécies em relação à floresta que os cerca, podendo ser usados para comparar áreas com diferentes graus de impacto, como por exemplo, diferentes usos do solo.

Assim, no presente projeto nossa hipótese é que riachos florestados terão maior entrada de invertebrados terrestres e maiores valores dos índices ecológicos dos mesmos (abundância, riqueza e diversidade) que riachos sem mata ciliar, dessa

forma pretendemos demonstrar como o fluxo de energia pode ser influenciado pela presença da mata ciliar.

V. Material e Métodos

Área de estudo

Serão selecionados dois riachos de 1ª ou 2ª ordem, um em ambiente de floresta, com mata ciliar conservada e outro em paisagens agrícolas, com ausência da mata ciliar, na região Oeste do Estado do Paraná, nas proximidades do município de Palotina.

Coleta dos dados

Para avaliar flutuações sazonais na entrada de invertebrados terrestres a coleta do material será realizada nos meses de maior e menor pluviosidade na região (Figura 1).

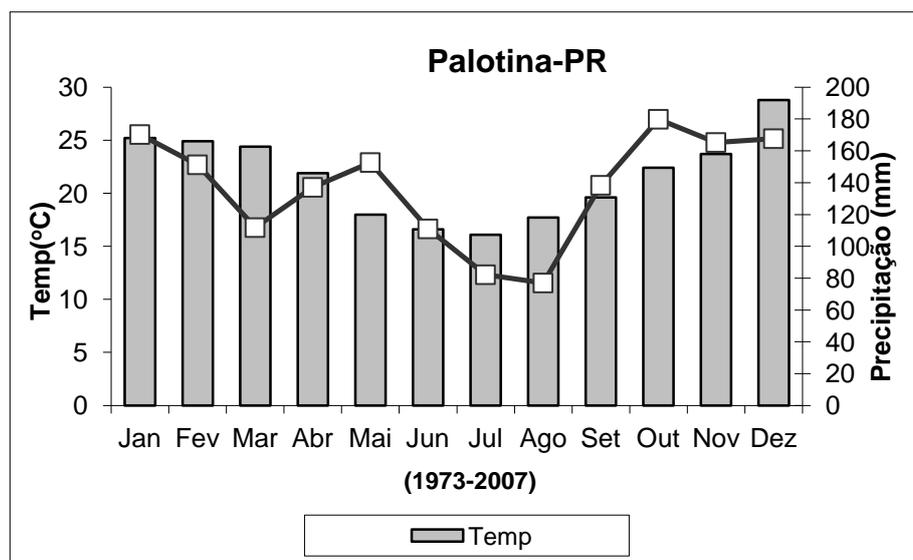


Figura 1: Temperatura e pluviosidade média histórica do município de Palotina (Fonte: Iapar, 2010).

Serão utilizadas vinte e cinco (25) armadilhas plásticas flutuantes com o fundo pintado de cinza “*pan trap*” (4,25 m²), colocadas duas a duas e distribuídas aleatoriamente ao longo de um trecho de 150 m no riacho. Estas serão preenchidas parcialmente com uma mistura de água, surfactante e álcool 70% para conservação do material. Esse método é amplamente utilizado para quantificar a entrada de invertebrados terrestres em riachos (Mason e MacDonald, 1982; Cloe e Garman,

1996; Wipfli, 1997). As armadilhas ficarão expostas por cerca de 12 horas em cada riacho. Após 12 horas de instalação, o conteúdo da armadilha será filtrado através de rede de 225 μm e preservado em solução de álcool 70%.

O material a deriva também será coletado com rede de plâncton de 185 μm (0,25 x 0,25 m de abertura de boca por 1 m de comprimento) a jusante de cada trecho estudado no mesmo dia da coleta dos invertebrados terrestres. Em cada local, duas redes de plâncton serão colocadas na superfície do riacho por 20 minutos a cada 6 horas (às 06:00, 12:00 e 18:00 horas) para a captura dos invertebrados terrestres que flutuam na superfície da lâmina de água. O volume de água filtrado será estimado pela medida da vazão (m^3/s) multiplicado pela área da rede dividido pelo tempo de coleta, todo o material a deriva será conservado em solução de álcool 70%.

O material das armadilhas e o material a deriva será encaminhado para o Laboratório de Ecologia, Pesca e Ictiologia, da UFPR/Campus Palotina, onde será separado em ordem e morfotipo com ajuda de microscópio estereoscópico, até a obtenção do menor grau taxonômico conseguido.

A biomassa dos invertebrados será medida com massa seca depois de secagem em estufa a 60°C por 24 horas. Insetos aquáticos adultos serão excluídos das análises, uma vez que o foco são os insetos terrestres.

A entrada dos invertebrados alóctones será estimada multiplicando a entrada média de invertebrados nas armadilhas ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot 12\text{h}^{-1}$) pela área de superfície do trecho estudado. A biomassa de invertebrados a deriva (g/m^3) será calculada dividindo a massa seca retida na rede de plâncton pelo volume de água filtrado, para cada uma das duas redes. A entrada a deriva ($\text{g}/12\text{h}$) será estimada para cada trecho amostrado multiplicando a média de biomassa das redes de plâncton pela descarga do riacho ($\text{m}^3 \times \text{área do riacho} \times 12\text{h}^{-1}$). O material das armadilhas e a deriva será somado para obter a entrada total de invertebrados.

Índices ecológicos

Alguns índices ecológicos, como abundância, riqueza, diversidade de Simpson (D) e de Shannon (H') serão calculados para floresta e para agricultura. Todos estes índices serão calculados para a unidade experimental como um todo, sendo que cada unidade amostral (conjunto de duas armadilhas) terá o mesmo peso.

Como neste caso o objeto de estudo são os invertebrados terrestres que compõem a oferta alimentar para peixes de riacho, os índices calculados não podem

ser relacionados diretamente com ambiente estudado (agricultura ou floresta) e sim com o que estes ambientes podem prover como fonte alimentar para peixes de riacho, na forma de invertebrados.

A abundância será calculada somando o número de indivíduos coletados em cada unidade amostral, gerando o total de indivíduos coletados. Será calculada também, a abundância relativa de cada *taxa*.

Da mesma forma, a riqueza será calculada somando-se o número de morfotipos coletados em cada unidade experimental. Será considerada, também, a riqueza de cada *taxa* separadamente.

O índice de diversidade de Simpson (D) varia entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é a diversidade. Este foi calculado com a seguinte fórmula:

$$D = \frac{1}{\sum p_i^2}, \text{ sendo } p_i \text{ a proporção de cada morfotipo em relação ao total amostrado.}$$

No índice de Shannon (H'), quanto maior o seu valor, maior a diversidade. Este índice tem como equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i, \text{ sendo } p_i \text{ a proporção de cada morfotipo em relação ao total amostrado.}$$

Análises estatísticas

Os resultados serão interpretados comparativamente, verificando-se as possíveis diferenças na entrada de invertebrados terrestres que são fontes alóctones para consumidores aquáticos e quantitativamente como essa energia chega aos riachos, comparando-se a diversidade, estrutura da comunidade de invertebrados em um riacho florestado e em agricultura e possíveis diferenças nas estações com menor e maior pluviosidade.

As diferenças nos valores de biomassa entre os habitats (floresta e agricultura) serão testadas com análise de variância (ANOVA). Havendo diferença significativa nos valores será realizado teste à posteriori de Tukey para verificar diferenças entre os níveis do tratamento. Os dados de estrutura da comunidade serão analisados graficamente.

VI. Cronograma

Atividade	Jul-Ago	Set-Out	Nov-Dez	Jan-Fev	Mar-Abr	Mai-Jul
Levantamento e estudo bibliográfico	x	x	x	x	x	
Coleta de material biológico	x		x			
Análises laboratoriais e identificação dos invertebrados	x	x	x	x		
Análise de Dados		x	x	x		
Elaboração resumo Evinci						x
Elaboração relatório						x

VII. Bibliografia

Allan J.D.; Castillo, M.M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. Dordrecht: Springer, 444p, 2007.

Barreto, A.P.; Aranha, J.M.R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho de Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo v. 23, p. 779-788, 2006.

Chan, E.K.W.; Zhang, Y.; Dudgeon, D. Contribution of adult aquatic insects to riparian prey availability along tropical forest streams. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 58. p. 725-732, 2007.

Cloe, W.W.; Garman, G.C. The energetic importance of terrestrial arthropod input to three warm-water streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v . 36, p. 105–114, 1996.

Cummins, K.W.; Cushing, C.E.; Minshall, G.W. Introduction: an overview of stream ecosystems. In: **River and Stream Ecosystems** In: Cushing, C.E.; Cummins, K.W.; Minshall, G.W.(Eds.), New York: Elsevier, 1995, pp. 1–8.

Dudgeon, D. **Tropical stream ecology**. London, UK; Burlington, MA: Academic Press, 2008.

Garman, G.C. Use of terrestrial arthropod prey by a stream-dwelling cyprinid fish. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 30, p. 325–331, 1991.

Hoffman, J.C.; Bronk, D.A.; Olney, J.E. Contribution of allochthonous carbon to american shad production in the Mattaponi river, Virginia, using stable isotopes. **Estuaries and Coasts**, New York v. 30, p. 1034-1048, 2007.

IAPAR. Instituto Agronômico do Paraná. Disponível em <www.iapar.br>. Acesso em: 01 de abril de 2012.

Kawaguchi, Y.; Nakano, S. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 46, p. 303-316, 2001.

Naiman, R.J.; De´camps, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621–665, 1997.

Mason, C.F.; MacDonald, S.M. The input of terrestrial invertebrates from tree canopies to a stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 12, p. 305–311, 1982.

Paetzold, A.; Schubert, C. J.; Tockner, K. Aquatic terrestrial linkages along a braided-river: riparian arthropods feeding on aquatic insects. **Ecosystems**, New York, v. 8, p. 748–759, 2005.

Polis, G.A.; Anderson, W.B.; Holt, R.D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 289–316, 1997.

Pusey, B.J.; Arthington, A.H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 54, p. 1–16, 2003.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, p. 130–137, 1980.

Wallace, J.B.; Eggert, S.L.; Meyer, J.L.; Webster, J.R. Multiple trophic levels of a forest streamlinked to terrestrial litter input. **Science**, New York, v. 277, p. 102–104, 1997.

Ward, J.V.; Bretschko, G.; Brunke, M.; Danielopol, D.; Gibert, J.; Gonser, T.; Hildrew, A.G. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, p. 531–569, 1998.

Wipfli, M.S. Terrestrial invertebrates as salmonid prey and nitrogen sources in streams: contrasting old-growth and young-growth riparian forests in southeastern Alaska,

U.S.A. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, p.
1259–1269, 1997.