



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**PROCESSOS ECOLÓGICOS EM ZONAS RIPÁRIAS: O EFEITO DA INTEGRIDADE DA
VEGETAÇÃO RIPÁRIA SOBRE AS COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RIACHOS DE
CABECEIRA**

Gustavo Figueiredo Marques Leite

Orientador: Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles

Co-orientador: José Francisco Gonçalves Júnior

Brasília – DF

Abril de 2013



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**PROCESSOS ECOLÓGICOS EM ZONAS RIPÁRIAS: O EFEITO DA INTEGRIDADE DA
VEGETAÇÃO RIPÁRIA SOBRE AS COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RIACHOS DE
CABECEIRA**

Gustavo Figueiredo Marques Leite

Orientador: Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles

Co-orientador: José Francisco Gonçalves Júnior

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Brasília – DF

Abril de 2013



Dissertação de Mestrado

Título:

“Processos ecológicos em Zonas Ripárias: O efeito da integridade da vegetação ripária sobre as comunidades aquáticas em riachos de cabeceira”.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles
Presidente / Orientador
NECBIO/UnB

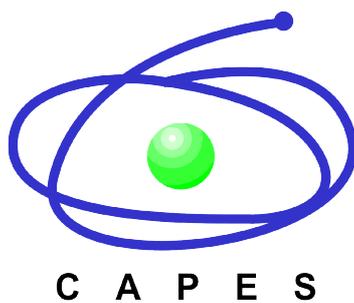
Prof. Dr. Marcos Callisto de Faria Pereira
Membro Titular
UFMG

Prof. Dr. Ricardo Bomfim Machado
Membro Titular
ZOO/UnB

Prof. Dr. Carlo Hiroo Saito
Membro Suplente
ECL/UnB

Brasília, 02 de abril de 2013.

Financiamento:



Apoio:



À minha amada família
Camila, Maza, Vasco e Thiago

O destino é uma questão de escolha.

Augusto Cury

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a minha esposa Camila, pela cumplicidade, amor, carinho e muita paciência que teve, principalmente na reta final desta dissertação. Você foi um dos melhores presentes (talvez até o melhor) que tive nesses dois (talvez até seis) últimos anos. Sua presença foi fundamental!

Aos meus pilares e amores, Vasco, Maza e Thiago, muito obrigado pelo amor sempre dedicado e por terem me apoiado em todas as minhas decisões, sempre me mostrando a importância do estudo acima de tudo.

Ao professor Paulo Sérgio Bretas de Almeida Salles que teve a coragem de me acolher como orientando e me ajudar a percorrer todo o tortuoso caminho desta dissertação.

Ao professor José Francisco Gonçalves Júnior por ter me acolhido em seu laboratório, pela confiança depositada, oportunidade e extrema paciência ao tirar minhas dúvidas (que foram muitas) sempre que precisei. Tenho você não só como professor, mas como amigo e exemplo de pesquisador.

Aos meus muitos parentes espalhados por aí... Vocês, mesmo sem saber, e até mesmo sem querer, ajudaram muito na minha formação, nem que seja me mandando “*parar de mamar nas tetas do governo e ir trabalhar*”.

A parte mais nova da minha família, Ronaldo, Rosário, Igor e Ingrid. Obrigado pelos risos, apoio, confiança e admiração, talvez até sem merecer tanto.

Aos membros da banca examinadora, Ricardo Machado, Marcos Callisto e Carlos Saito, por terem aceito o convite e pela leitura, sugestões e contribuições para um trabalho melhor.

Aos amigos dos laboratórios (Gabriel, Paulinha, Thales, João Vítor, Dênis, Samuel, Babi) que sempre me recebiam nas minhas peregrinações nos momentos de procrastinação.

Aos amigos do laboratório de Limnologia (Elisa, José Maurício, Áurea, Cleber, Patrícia, Fernanda Keley, Paulino, Thiago, Fernandinha, Mari, Fabíola, Renan, Cássia), obrigado pelas conversas, paciência e ajuda. Vocês tiveram grande importância nesse trabalho.

A minha querida estagiária e amiga Fabíola, você com certeza foi fundamental para esse trabalho. Obrigado pelo esforço e por me mostrar o tanto que é gratificante estar (ou achar que está) ajudando na formação de uma pessoa.

Aos muitos conselheiros científicos que tive: Renan, Áurea, Dênis, Divino, João Vítor et al. Vocês colaboraram para melhorar esse trabalho e com certeza também na minha (de)formação.

A CAPES, AquaRipária, DynaLearn por terem me dado todo o suporte financeiro e logístico para a realização desse trabalho.

A todos que merecem e que, possivelmente, nem vão ler esses agradecimentos.

Sumário

Resumo geral.....	1
Introdução geral.....	2
Referências.....	4

CAPÍTULO I – DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DE CABECEIRA: UMA ABORDAGEM PELA MODELAGEM QUALITATIVA

Resumo.....	7
Abstract.....	8
1. Introdução.....	9
Objetivos.....	10
Perguntas de pesquisa.....	10
2. Caracterização do problema.....	11
2.1 Da produção à decomposição da matéria orgânica alóctone.....	11
2.2 Os efeitos do desmatamento sobre a dinâmica de matéria orgânica e metabolismo em riachos de cabeceira.....	14
3. Modelos baseados em raciocínio qualitativo.....	17
3.1 Os elementos dos Modelos Qualitativos.....	18
3.2 Software Dynalearn e o Ambiente de Aprendizagem Interativa.....	21
3.3 Validação dos modelos.....	22
3.3.1 Procedimento de validação.....	23
4. Implementação do modelo.....	24
4.1 Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.....	24
4.1.1 Especificações do modelo.....	25
4.1.2 A biblioteca de fragmentos de modelo.....	26
4.2 Modelo da Decomposição Foliar.....	32
4.2.1 Especificações do modelo.....	32
4.2.2 A biblioteca de fragmentos de modelo.....	33
5. Resultados da simulação.....	38
5.1 Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.....	38
5.1.1 Ambiente natural.....	38
5.1.2 Ambiente impactado.....	40
5.2 Modelo da Decomposição Foliar.....	44
5.2.1 Ambiente natural.....	44
5.2.2 Ambiente impactado.....	46
6. Resultados da avaliação.....	50
7. Discussão.....	52
7.1 Fluxo e estrutura da biota em riachos naturais de cabeceira.....	52
7.2 Efeitos do desmatamento na dinâmica de matéria orgânica e estruturação de comunidades aquáticas de riachos de cabeceira.....	54
7.3 Aplicações de modelos RQ para ecossistemas de riachos.....	55
8. Considerações finais.....	58
Referências.....	59
Apêndice.....	69

CAPÍTULO II - EFEITO DA RETIRADA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA NA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM RIACHOS DE CABECEIRA NO CERRADO

Resumo.....	74
Abstract.....	75
1. Introdução.....	76
2. Material e métodos.....	78

3. Resultados.....	82
3.1 Estrutura e composição da ictiofauna.....	82
3.2 Análise da dieta.....	84
4. Discussão.....	89
4.1 Estrutura e composição das assembléias.....	89
4.2 Ecologia Alimentar.....	92
Referências.....	95

Índice de Figuras

CAPÍTULO I – DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DE CABECEIRA: UMA ABORDAGEM PELA MODELAGEM QUALITATIVA

Figura 1. Mapa conceitual dos principais componentes e relações dos modelos.....	24
Figura 2. Fragmento de modelo envolvendo as relações entre o agente Chuva e as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa os efeitos da precipitação no estresse hídrico e nível da água.....	27
Figura 3. Fragmento de modelo envolvendo parte das relações entre as quantidades da entidade Zona ripária. Representa os efeitos do estresse hídrico sobre a cobertura da vegetação ripária.....	28
Figura 4. Fragmento de modelo que representa as correspondências entre os espaços quantitativos de estresse hídrico e a entrada vertical do detrito. Esse fragmento somente será ativado se a premissa <i>Ambiente natural</i> também estiver incluída no cenário inicial de uma simulação.....	28
Figura 5. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa os efeitos da cobertura vegetal sobre a matéria orgânica autóctone na região bentônica do riacho.....	29
Figura 6. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa as entradas e saídas de matéria orgânica alóctone do riacho.....	30
Figura 7. Fragmentos de modelo envolvendo parte das relações entre as quantidades da entidade Zona ripária. Representam o fator motriz que direciona as mudanças na vegetação ripária em ambiente natural (A) e em ambiente impactado (B).....	31
Figura 8. Fragmento de modelo envolvendo relações entre o agente Dinâmica de mat org e a entidade Detrito foliar. Representa a entrada, no sistema em estudo, de matéria orgânica alóctone no riacho.....	33
Figura 9. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Comunidade fungica, Detrito foliar e Comunidade bacteriana. Representa o estabelecimento do biofilme sobre a matéria orgânica alóctone.....	33
Figura 10. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Detrito foliar e Copepodas nematodas e rotíferos. Representa a colonização e estabelecimento de invertebrados onívoros no detrito foliar.....	34
Figura 11. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Insetos fragmentadores e Detrito foliar. Representa a colonização e estabelecimento de invertebrados fragmentadores no detrito foliar.....	35
Figura 12. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Insetos fragmentadores, Invertebrados predadores e Copepodas nematodas e rotíferos. Representa a colonização e estabelecimento de invertebrados predadores no detrito foliar.....	36
Figura 13. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Invertebrados predadores, Insetos fragmentadores, Copepodas nematodas e rotíferos e Peixes insetívoros. Representa a colonização e estabelecimento de peixes no detrito foliar.....	36
Figura 14. Fragmento de modelo que representa a constância na entrada de detritos alóctones no riacho de cabeceira. Esse fragmento somente será ativado se a premissa <i>Ambiente natural</i> também estiver incluída no cenário inicial de uma simulação.....	37
Figura 15. Modelo causal para o estado [18] da simulação do cenário impactado do Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.....	38
Figura 16. Cenário natural do Modelo de Dinâmica de Matéria Orgânica.....	39
Figura 17. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica nos cenários A) natural e B) impactado.....	42-43
Figura 18. Modelo causal para o estado [37] da simulação do cenário natural do Modelo da Decomposição Foliar.....	44
Figura 19. Cenário natural do Modelo da Decomposição Foliar.....	45
Figura 20. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do modelo de decomposição nos cenários A) natural e B) impactado.....	48-49

CAPÍTULO II - EFEITO DA RETIRADA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA NA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM RIACHOS DE CABECEIRA NO CERRADO

- Figura 1. Localização dos trechos amostrados na APA Gama e Cabeça de Veado (1 a 3), Córrego Capão Grande (4) e Córrego Jardim (5). Perímetro urbano (área pontilhada) e unidades de conservação (linha diagonal) no Distrito Federal-DF, Centro-oeste, Brasil..... 78
- Figura 2. Gráfico dos dois principais eixos gerados a partir da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Escores das espécies e variáveis ambientais (setas) gerados a partir dos dados obtidos nas estações seca (S) e chuvosa (C) em cinco riachos de cabeceira no Distrito Federal: Riachos naturais: 1) Córrego Capetinga, 2) Córrego Roncador, 3) Córrego Cabeça-de-Veado; Riachos impactados: 4) Córrego Capão Comprido, 5) Córrego Jardim..... 84
- Figura 3. Proporções dos itens alimentares de origem autóctone, alóctone e de origem indeterminada em relação à estação chuvosa e seca para as espécies mais abundantes nos cinco trechos amostrados no Distrito Federal: *Astyanax rivularis* (AstRiv), *Astyanax* sp. (AstSp), *Phalloceros harpagos* (PhaHpg) e *Knodus moenkhausii* (KnoMk)..... 86
- Figura 4. Análise de escalonamento multidimensional (NMDS) para a dieta das 4 espécies mais abundantes encontradas nos trechos amostrais nas estações seca e chuvosa. Indicação de dois grupos A e B. Abreviações das espécies: *Astyanax rivularis* (AstRiv), *Astyanax* sp. (AstSp), *Phalloceros harpagos* (PhaHpg) e *Knodus moenkhausii* (KnoMk)..... 87
- Figura 5. Representação gráfica dos itens alimentares distribuídos de acordo com a frequência de ocorrência (eixo X) e volume relativo (eixo Y) das espécies. O número de estômagos analisados se encontra entre parênteses..... 88

Índice de Tabelas

CAPÍTULO I – DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DE CABECEIRA: UMA ABORDAGEM PELA MODELAGEM QUALITATIVA

Tabela I. Entidades, agentes, espaços quantitativos e descrições das quantidades estabelecidas no Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.....	25
Tabela II. Espaços quantitativos e descrições das quantidades estabelecidas no Modelo da Decomposição.....	32
Tabela III. Visão geral das respostas dadas pelos especialistas.....	50

CAPÍTULO II – EFEITO DA RETIRADA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA NA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM RIACHOS DE CABECEIRA NO CERRADO

Tabela I. Localização, altitude, largura, profundidade, cobertura vegetal e vegetação ripária dos riachos amostrados, DF.....	79
Tabela II. Ocorrência, abundância e número de estômagos analisados (entre parênteses) das espécies encontradas nos cinco trechos amostrados, em cada estação no Distrito Federal. Massa total (T) de cada espécie e para as estações seca (S), chuvosa (C) e intervalo de comprimento padrão.....	82
Tabela III. Caracterização física e química da água dos locais de amostragem e estações no Distrito Federal. Riachos naturais: <i>FAL</i> - Córrego Capetinga, <i>IBGE</i> - Córrego Roncador, <i>JBB</i> - Córrego Cabeça-de-Veados; Riachos impactados: <i>CP</i> - Córrego Capão Comprido, <i>CT</i> - Córrego Jardim; Estações: seca (S) e chuvosa (C)....	83
Tabela IV. Índice de Importância Alimentar (IIA) dos item consumidos por <i>Astyanax</i> sp. (<i>AstSp</i>), <i>Astyanax rivularis</i> (<i>AstRiv</i>), <i>Hyphessobrycon balbus</i> (<i>HypBal</i>), <i>Knodus moenkhausii</i> (<i>KnoMk</i>), <i>Phalloceros harpagos</i> (<i>PhaHpg</i>), <i>Hypoptopomatinae</i> (<i>Hypop</i>) e <i>Hypostomus</i> sp. (<i>HypSp</i>) no Distrito Federal.....	85

Resumo Geral

Apesar da elevada biodiversidade encontrada no Cerrado brasileiro, o crescimento populacional e a atividade humana têm afetado diretamente os ambientes naturais, sobretudo os cursos d'água. Uma das principais dificuldades encontradas em frear esse processo de degradação é a falta de conhecimento de como os mecanismos naturais que operam esses sistemas, tais como a dinâmica de matéria orgânica e energia e as ligações tróficas entre o ecossistema terrestre e aquático, são afetados pela degradação. Por isso, reconhecer que efeitos da degradação, tanto para o ecossistema em si como para a biota, torna-se fundamental e está entre as principais questões em ecologia do século XXI. Nesse sentido, a modelagem qualitativa e o estudo de campo se mostraram complementares na obtenção de respostas quanto à esses efeitos. Os modelos proporcionaram a possibilidade de explorar de maneira heurística diferentes cenários e avaliar os efeitos da interferência humana nos ecossistemas. Enquanto isso, as observações obtidas em campo possibilitaram discutir como a integridade da vegetação ripária atua na seleção da biota em riachos de cabeceira, interferindo nos padrões de composição, estrutura e dieta da assembléia de peixes. Os resultados mostraram que a perda da vegetação, ou redução da integridade da zona ripária, tem efeito principalmente na composição de espécies, porém não alterando a composição da cadeia trófica das comunidades. As evidências obtidas são claras ao demonstrar que ambientes perturbados pela retirada da vegetação são permissivos ao estabelecimento de espécies oportunistas em função da redução de espécies mais sensíveis, devido sobretudo a dependência das espécies ao recurso alóctone. O impacto na vegetação ripária afetou a dieta das espécies, com maior proporção de itens alóctones consumidos por peixes em trechos impactados e menor nos riachos naturais. Os mesmos padrões tróficos funcionais foram observados nos modelos, que ainda mostraram que possíveis alternâncias nas condições tróficas podem ser observadas em riachos naturais sazonalmente devido a variações nos fluxos de energia e matéria. Os resultados contribuíram ainda para indicar potenciais relações ecológicas em riachos de cabeceira e demonstram o potencial do uso de modelos qualitativos como ferramenta para investigar os efeitos da atividade humana sobre os processos ecológicos e a biota.

Palavras-chave: Modelos qualitativos; peixes; riacho de cabeceira; zonas ripárias; impactos antrópicos.

Introdução Geral

Zonas ripárias são áreas de transição entre sistemas aquáticos e terrestres caracterizadas por regimes sazonais, heterogeneidade de habitat e processos ecológicos que sustentam uma elevada biodiversidade (Naiman & Décamps 1998, Pusey & Arthington 2003, Naiman *et al.* 2005). Por percorrer a área de drenagem das bacias hidrográficas formando um complexo mosaico de paisagens, as zonas ripárias podem ser definidas como corredores de dispersão de indivíduos e propágulos (Naiman & Décamps 1997) que, adicionalmente, oferecem habitats únicos para espécies de micro-organismos, invertebrados, anfíbios, répteis, aves, mamíferos e peixes (Gregory *et al.* 1991, Pusey & Arthington 2003, Chakona *et al.* 2009, Suga & Tanaka 2013).

De maneira geral, a zona ripária é conceitualmente simples, mas as dinâmicas inerentes a esse sistema são de grande complexidade (Décamps 1993, Naiman *et al.* 2005). Nesses ambientes, espécies diferentemente adaptadas exploram um mosaico de habitats que periodicamente é reorganizado espacialmente e temporalmente diante da dinâmica criada por gradientes de materiais disponíveis e por regimes de perturbação (Vannote *et al.* 1980, Naiman & Décamps 1997). Portanto, ecossistemas ripários são ambientes altamente dinâmicos, dotados de gradientes multidimensionais, nos quais distribuem-se plantas e animais adaptados à natureza dinâmica de fatores ambientais (Naiman & Décamps 1997, Naiman *et al.* 1998).

Entender o funcionamento das zonas ripárias requer um bom nível de conhecimento interdisciplinar, incluindo conhecimentos básicos sobre sistemas sociais para entender seus intrincados mecanismos internos, bem como suas interações externas com os sistemas adjacentes (Naiman *et al.* 2005). Porém, mesmo com insuficiente conhecimento da importância das zonas ripárias, de suas relações internas e externas e seus processos naturais (Naiman & Décamps 1997, Chapman & Chapman 2002, Tank *et al.* 2010), as atividades humanas têm alterado essas paisagens desde o início de sua ocupação nos vales fluviais (Naiman *et al.* 2005, Wootton 2012), causando a redução de muitas espécies (Allan 2004, Teresa & Romero 2010, Arnaiz *et al.* 2011, Casatti *et al.* 2012, Chadwick *et al.* 2012). O efeito das atividades humanas sobre os sistemas fluviais têm afetado a dinâmica espacial e temporal, incorrendo em gradientes simplificados, percursos interativos truncados e componentes da paisagem desconectados (Angermeier & Karr 1994, Naiman *et al.* 2005). Portanto, reconhecer como as populações naturais se comportam em sistemas naturais preservados e impactados diante de pressões antrópicas é um dos aspectos mais relevantes para a biologia da conservação.

Nesse sentido, esta dissertação aborda aspectos relacionados à processos ecológicos em zonas ripárias, principalmente voltados à avaliação dos efeitos da degradação sobre as comunidades aquáticas em riachos de cabeceira no Cerrado.

Este documento foi dividido em dois capítulos. O primeiro, intitulado **“Dinâmica de matéria orgânica e decomposição em riachos de cabeceira: Uma abordagem pela modelagem qualitativa”**, é um trabalho de caráter exploratório e educacional a partir da modelagem qualitativa. Nesse texto são discutidos aspectos gerais relacionados aos processos de dinâmica da matéria orgânica e decomposição em riachos de cabeceira no Cerrado por meio da simulação de modelos baseados em raciocínio qualitativo (Weld & De Kler, 1990). Ao explorar diferentes cenários, os modelos construídos buscam sintetizar aspectos fundamentais da dinâmica de matéria orgânica e decomposição em ambientes naturais, e avaliar os efeitos da retirada da vegetação ripária sobre os fluxos de matéria orgânica e organização da teia trófica em riachos de cabeceira. A abordagem qualitativa para representação de ecossistemas aquáticos tem sido utilizada em diversos trabalhos e seu poder de gerar explicações sobre o comportamento dos sistemas é comprovadamente demonstrado por gestores e estudantes na elucidação dos principais mecanismos responsáveis pela manutenção dos ecossistemas, bem como na predição dos efeitos de impactos antropogênicos sobre sistemas naturais.

O segundo capítulo, **“Efeitos da retirada da vegetação ripária na assembléia de peixes em riachos de cabeceira no Cerrado”**, busca investigar os efeitos do uso e ocupação de solo sobre as assembléias de peixes em riachos de cabeceira no Distrito Federal. As condições dos trechos de riachos foram obtidas por métricas da cobertura da mata ciliar sobre o rio e cobertura vegetal da zona ripária, segundo o Código Florestal brasileiro vigente (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012), bem como parâmetros físicos e químicos da água, os quais foram avaliados quanto à sua importância para a biomassa, riqueza taxonômica e dieta das assembléias de peixes. Assim, esse capítulo apresenta dados importantes quanto aos efeitos da remoção e fragmentação de zonas ripárias na ecologia de peixes no Cerrado.

De maneira geral, os dois capítulos abordam efeitos da retirada da vegetação ripária sobre o comportamento da biota. São poucos os trabalhos realizados em região neotropical nos quais os efeitos da integridade da vegetação ripária tenham sido relacionados à biota aquática (Tank *et al.* 2010). Da mesma forma, não existem trabalhos conhecidos em que o fluxo e a decomposição da matéria orgânica de origem alóctone em sistemas lóticos tropicais tenham sido relacionados, sobretudo comparando ecossistemas naturais e impactados. Portanto, ambos os capítulos se mostram importantes para orientar a busca por evidências empíricas, a partir de observações em

campo e simulações, e assim melhorar o entendimento dos mecanismos que atuam na manutenção dos ecossistemas ripários.

Referências

- 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.
- Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (1994). Biological Biological Integrity versus Diversity as Policy Directives Protecting biotic resources. *BioScience*, 44(10), 690–697.
- Arnaiz, O. L., Wilson, A. L., Watts, R. J., & Stevens, M. M. (2011). Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research*, 26(1), 123–131.
- Brasil. (2012). Lei 12.651, de 25 de maio de 2012.
- Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S., & Zeni, J. D. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 205–214.
- Chadwick, M. A., Thiele, J. E., Huryn, A. D., Benke, A. C., & Dobberfuhl, D. R. (2012). Effects of urbanization on macroinvertebrates in tributaries of the St. Johns River, Florida, USA. *Urban Ecosystems*, 15(2), 347–365.
- Chakona, A., Phiri, C., Chinamaringa, T., & Muller, N. (2009). Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. *Aquatic Ecology*, 43(4), 1095–1106.
- Chapman, L. J., & Chapman, C. A. (2002). Tropical forest degradation and aquatic ecosystems: our current state of knowledge. In M. J. Collares-Pereira, I. G. Cowx, & M. M. Coelho (Eds.), *Conservation of freshwater fishes: options for the future* (pp. 237–249). Oxford: Blackwell Science.
- Decamps, H. (1993). River Margins and Environmental Change. *Ecological Applications*, 3(3), 441–445.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41(8), 540–551.
- Naiman, R. J., & Decamps, H. (1997). The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1997), 621–658.
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities* (1st editio., p. 448). Academic Press.
- Naiman, R. J., Fetherston, K. L., McKay, S. J., & Chen, J. (1998). Riparian Forests. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific coastal ecoregion* (pp. 289–323). New York: Springer-Verlag.
- 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, 1–16.
- Suga, C. M., & Tanaka, M. O. (2013). Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, 703(1), 203–213.

- Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekin, S. A., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of North American Benthological Society*, 29(1), 118–146.
- Teresa, F. B., & Romero, R. de M. (2010). Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8(1), 163–170.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
- Weld, D., & De Kleer, J. (1990). *Readings in Qualitative Reasoning about Physical Systems*. San Mateo: Morgan Kaufmann.
- Wootton, J. T. (2012). River food web response to large-scale riparian zone manipulations. *PloS One*, 7(12), 1–9.

CAPÍTULO I

DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DE CABECEIRA: UMA ABORDAGEM PELA MODELAGEM QUALITATIVA

Dinâmica de matéria orgânica e decomposição em riachos de cabeceira: Uma abordagem pela modelagem qualitativa

Resumo

Riachos são ambientes lóticos de pequeno porte e estritamente ligados ao ambiente terrestre de sua área de drenagem e zona ripária. A alta heterogeneidade química e fenológica das espécies vegetais em zonas ripárias tropicais exercem forte efeito sobre o fluxo de matéria nesses ecossistemas, atuando no controle energético, regulação do regime de luz incidente, produtividade e contribuindo na formação de uma complexa rede de balanço energético. Desta forma, este estudo teve como objetivo desenvolver modelos capazes de simular o balanço de matéria orgânica em riachos de cabeceira de ambientes tropicais e demonstrar o papel da vegetação ripária e biota aquática associada no processamento da matéria nesses ecossistemas de cabeceira. Os modelos foram construídos no software DynaLearn (www.dynalearn.eu) a partir de técnicas de raciocínio qualitativo e seguem a ontologia fornecida pela Teoria Qualitativa dos Processos. De maneira geral, os resultados da simulação indicam que o condicionamento do detrito dirige a combinação de organismos que atuam na sua degradação, ficando evidente um processo de sucessão ecológica degradativa. A formação do biofilme, devido a colonização de fungos e bactérias na superfície do detrito, funciona como atrativo aos invertebrados aquáticos onívoros que colonizam o detrito buscando se alimentar desses micro-organismos e do detrito de enriquecido valor nutricional. Invertebrados predadores são então atraídos pela maior biomassa de organismos envolvidos na degradação do detrito. Os modelos desenvolvidos mostraram-se úteis na representação da complexidade do comportamento de invertebrados detritívoros e demais organismos no processo de decomposição. O uso desses modelos pode contribuir para elucidar o papel dos principais agentes sobre o fluxo e degradação da matéria orgânica alóctone em riachos de cabeceira, e assim aumentar o entendimento da cadeia causal envolvendo fatores ambientais e mudanças em populações e comunidades. Ambos os modelos apresentados podem ser usados como ferramentas de apoio à tomadores de decisão, planejamento estratégico ou para fins educacionais.

Palavras-chave: Cerrado, raciocínio qualitativo, DynaLearn, fluxo de matéria orgânica

Organic matter dynamic and leaf breakdown in headwater streams: A qualitative reasoning approach

Abstract

Streams are small and closely ecosystems linked to the terrestrial environment of the drainage area and the riparian zone. The high chemical and phenological heterogeneity of riparian plant species in tropical areas have a strong effect on the organic matter input in these ecosystems, acting in energy control, regulation on light incidence, productivity and contributing to formation of a complex network of energy balance. Thus, this study aimed to develop models capable of simulating the organic matter balance in headwater streams in tropical environments and to demonstrate the role of riparian vegetation and aquatic biota associated with the processing of organic matter in these ecosystems. The models were built in software DynaLearn (www.dynalearn.eu), which is based in qualitative reasoning techniques, and follow the ontology provided by Qualitative Process Theory. Overall, the models simulation results indicate that the conditioning of leaves drive the combination of organisms that are acting in their degradation, evidencing a degradative ecological succession. The conditioning of leaves by the biofilm, due to the colonization of fungi and bacteria on the surface of the debris acts as attractive to omnivorous aquatic invertebrates that colonize the debris trying to feed these microorganisms and detritus of enhanced nutritional value. Invertebrate predators are then attracted by the increased biomass of organisms directly involved in the leaf breakdown and become their potential prey. The models developed have proved useful on representations of the complex behaviour of detritivores invertebrates and other organisms. The use of these models may help to elucidate the role of main organisms acting on flow and breakdown of allochthonous organic matter and increase understanding of the causal knowledge involving environmental factors and changes in populations and communities. Both models presented can be used as tools to support decision makers, strategic planning or educational purposes.

Key-words: Brazilian savannah, qualitative reasoning, DynaLearn, organic matter flow

1. Introdução

As zonas ripárias são importantes para a manutenção e regulação dos cursos d'água (Naiman *et al.* 2005). Contudo, os sistemas fluviais têm sido impactados por atividades humanas, com consequências para a integridade ecológica e saúde dos ecossistemas ripários (Allan 2004, Blevins *et al.* 2013). No Brasil, a pressão por desenvolvimento e aumento na demanda agrícola têm levado a altas taxas de desmatamento durante as últimas décadas (Fearnside 2005, Carvalho *et al.* 2009, Diniz-Filho *et al.* 2009). O processo de urbanização e o crescimento de áreas agrícolas têm reduzido as florestas para acomodar a expansão de áreas residenciais, comerciais e industriais, o que têm afetado diretamente as zonas ripárias. Por exemplo, dos cerca de 2.000.000 km² do domínio original do Cerrado, aproximadamente 50% já foi convertido e fragmentado pelo desmatamento e expansão das fronteiras agrícolas (Sano *et al.* 2008). Apesar disso, não são conhecidos trabalhos para o Cerrado, ou para a região neotropical, em que os efeitos antropogênicos tenham sido relacionados à processos ecológicos de suma importância nas zonas ripárias, como dinâmica de matéria orgânica ou decomposição.

Entender a dinâmica ecológica requer um bom conhecimento de como a estrutura do sistema e as relações de causalidade entre os componentes determinam a dinâmica das comunidades. Porém, muitos dessas relações básicas que operam a dinâmica das zonas ripárias, dos quais emergem padrões importantes, ainda não são claras, pois sua compreensão exige melhor entendimento dos processos ecológicos envolvidos (Abelho 2001, Tank *et al.* 2010). A complexidade desses mecanismos decorre do elevado número de variáveis atuando no sistema, de efeitos e fenômenos que ocorrem em diferentes escalas, além da combinação de fatores determinísticos e estocásticos (Tullos & Neumann 2006).

Para a dinâmica da matéria orgânica e organização das comunidades aquáticas, a regra não é diferente. Apesar de estudos terem revelado diversos aspectos fundamentais sobre os processos ecológicos em riachos, o conhecimento adquirido ainda é incipiente para se encontrar padrões e comportamentos nesses sistemas (Abelho 2001, Hagen *et al.* 2006, Tank *et al.* 2010), principalmente em face a mudanças ambientais (Sutherland *et al.* 2013).

A modelagem qualitativa é uma ferramenta promissora para abordar as questões ambientais em uma ampla variedade de sistemas, principalmente quando as informações e relações complexas são carentes de dados numéricos, ou quando as relações causais são ainda pouco claras (Rykiel 1989, Salles & Bredeweg 2006a). Essa abordagem se destaca por permitir construir modelos sem

que se use dados numéricos e, mesmo assim, produzir resultados que permitam a compreensão de fenômenos naturais (Struss 1997). Exemplos ligados a recursos hídricos incluem Salles *et al.* (2006a), Tullós & Neumann (2006), Araújo *et al.* (2008), Nakova *et al.* (2009), Noble *et al.* (2009), Salles & Bredeweg (2009), Zitek *et al.* (2009) e Corrêa (2011). Sendo assim, pode-se dizer que modelos baseados no raciocínio qualitativo são úteis para aumentar a capacidade de fazer previsões e gerar explicações sobre o comportamento de sistemas, e podem ser utilizados na gestão dos ecossistemas aquáticos (Salles *et al.* 2006a).

Objetivos

Nessa perspectiva, o presente trabalho teve como objetivos *i)* sintetizar a dinâmica de matéria orgânica e decomposição por meio de modelos qualitativos, com base na literatura; e *ii)* avaliar os efeitos da retirada da vegetação ripária sobre os fluxos de matéria orgânica e organização da teia trófica em riachos de cabeceira.

Perguntas de pesquisa

Os modelos qualitativos construídos para o presente trabalho devem ser capazes de responder as seguintes questões:

- Qual é o papel da precipitação nos processos de entrada e estoque de matéria orgânica em riachos de cabeceira?
- Como a disponibilidade e o estágio de degradação de detritos alóctones podem afetar a organização trófica da biota aquática em riachos de cabeceira?
- Quais as consequências da retirada da vegetação ripária no fluxo de matéria orgânica em riachos de cabeceira e que efeitos pode ter sobre a teia trófica?

2. Caracterização do problema

2.1 Da produção à decomposição da matéria orgânica alóctone

Desde Birge & Juday (1926) os estudos vêm sugerindo que a matéria orgânica alóctone é parte fundamental no metabolismo dos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, na organização das comunidades locais (Cummins *et al.* 1973, O'Connell & Yallop 2002). Esses trabalhos têm demonstrado que em riachos com vegetação marginal bem desenvolvida, a principal fonte de energia é proveniente da matéria orgânica de origem alóctone (Fisher & Likens 1973, Petersen *et al.* 1989, Griffith & Perry 1993, Henry *et al.* 1994, Benfield 1997). Nesse sentido, principalmente em riachos de baixa ordem, nos quais a entrada de luz é reduzida e o metabolismo heterotrófico é dominante, o aporte de matéria orgânica alóctone tem recebido atenção especial quando se busca entender os fluxos de energia (Gonçalves *et al.* 2013).

Em riachos, as entradas de energia e matéria podem assumir várias formas: produção primária, entrada vertical via abscisão foliar ou queda de estruturas vegetais das árvores (e.g., folhas, galhos), contribuições laterais da vegetação ripária pelo arraste da serrapilheira para os cursos d'água, matéria orgânica dissolvida na água e no solo e entradas a jusante (Tank *et al.* 2010). Porém, somente a entrada vertical e lateral podem representar mais de 90% das entradas alóctones em riachos de cabeceira (Campbell *et al.* 1992), sendo considerados vitais para a manutenção do funcionamento de riachos.

Apesar de variar em função de diversos fatores como clima, vegetação, tipo de solo, idade das árvores e características morfológicas dos riachos, a entrada vertical representa a principal contribuição de matéria orgânica alóctone para os riachos no Cerrado (Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009). Estima-se que 41-98% do total das entradas de matéria orgânica alóctone nos riachos são de origem vertical, enquanto que apenas 7-30% desse material seja de origem lateral (Abelho 2001). Por isso, quantificar o fluxo de matéria orgânica nos sistemas não significa apenas reconhecer as entradas e saídas de energia mas, sobretudo, obter informações relativas à importância de vários recursos para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos.

Os estudos em regiões de clima tropical mostram picos na entrada de matéria orgânica alóctone nos riachos em períodos de seca ou associados ao início do período chuvoso (Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009). Apesar de alguns resultados demonstrarem padrões diferentes dos observados em riachos tropicais, esses estudos também apontam o aporte massivo de detrito alóctone restrito a curtos períodos de tempo (Hernandez *et al.* 1992). Esse comportamento sazonal da entrada de matéria orgânica alóctone nos riachos pode estar relacionado à fenologia e

composição das espécies na vegetação ripária (Hernandez *et al.* 1992), o que em florestas tropicais, como no domínio do Cerrado, pode ser resultado do estresse hídrico característico da estação seca (Campbell *et al.* 1992, Wieder & Wright 1995, Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009). A queda das folhas, portanto, seria uma resposta natural ao estresse hídrico a que a planta é submetida e deve-se ao aumento nos níveis endógenos de etileno e ácido abscísico, hormônios promotores da senescência foliar nessas plantas (Taiz & Zeiger 2009).

As entradas de matéria orgânica alóctone tornam-se de pouca utilidade para a sustentação metabólica local se, de alguma forma, esse recurso não for retido no substrato dos riachos (Abelho 2001, Dobson & Frid 2009). Nesse caso, o processo de retenção torna a matéria orgânica alóctone disponível para ser utilizada pela biota (Gessner *et al.* 1999, Graça 2001). A capacidade de retenção dos detritos depende de uma série de fatores naturais ou antropogênicos que influenciam a hidráulica e a morfologia dos cursos d'água (Abelho 2001). A presença de barragens ou a declividade do terreno, por exemplo, podem determinar as características do substrato do riacho e do fluxo de água, os quais têm papel preponderante na retenção da matéria orgânica alóctone (Graça 2001). Entretanto, a vegetação ripária ainda pode ser considerada o principal fator determinante na retenção dos detritos em riachos de cabeceira preservados devido, sobretudo, às raízes e galhos, que funcionam como mecanismos naturais de retenção de detritos, ou ao potencial de estabilização das margens e a formação de zonas de retenção, como remansos (Canhoto & Graça 1998, Abelho 2001, Silva *et al.* 2008, Li & Dudgeon 2011).

O acúmulo do detrito alóctone sofre influência tanto do regime hidrológico quanto dos pulsos de entrada da matéria orgânica (Abelho 2001, Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009). Portanto, a matéria orgânica alóctone retida nos riachos, definida como estoque bêntico, assim como as entradas verticais, apresentam oscilações sazonais (Bunn 1986, Abelho 2001). No entanto, esses padrões na dinâmica do estoque bêntico não são tão claros quanto aqueles observados em outras trajetórias da matéria orgânica alóctone (González & Pozo 1996).

Após retido no riacho, os detritos orgânicos passam por várias etapas de decomposição, que resultam na oxidação da matéria orgânica a seus elementos químicos constituintes e sua disponibilização para serem reabsorvidos pelos organismos, principalmente produtores primários (Gessner *et al.* 1999, Graça 2001, Hagen *et al.* 2006). Durante o processo de decomposição, as estruturas vegetais do detrito alóctone (e.g. folhas, galhos), também denominadas como matéria orgânica particulada grossa (MOPG), são convertidas em matéria orgânica dissolvida (MOD) por meio da lixiviação, e em matéria orgânica particulada fina (MOPF) por abrasão física ou quebra biológica. Finalmente, a matéria orgânica pode ter três destinos: ser incorporada à biomassa de

heterótrofos; ser metabolizada até CO₂; ou ser carregada pelo fluxo do riacho (Cuffney *et al.* 1990, Wallace *et al.* 1995).

Três fases são amplamente reconhecidas no processo de decomposição de folhas em riachos: lixiviação, condicionamento e fragmentação (Webster & Benfield 1986). Na primeira fase, compostos hidrossolúveis como proteínas, aminoácidos, carboidratos e lipídios são removidos, resultando na rápida perda de massa foliar. A fase de condicionamento é tipificada pela colonização por micro-organismos (tal como fungos e bactérias) e pela degradação de compostos secundários e estruturais do detrito. A ação de enzimas hidrolíticas liberadas pelos micro-organismos, leva então ao aumento da palatabilidade e da qualidade nutricional do detrito para os invertebrados. A última fase é a fragmentação pela abrasão física e pela ação de invertebrados fragmentadores. Apesar de serem definidas separadamente, essas etapas são interdependentes e se sobrepõem no tempo durante o processo de decomposição (Gessner *et al.* 1999). Além disso, os mecanismos envolvidos nessas fases podem ser influenciados por outros fatores, como temperatura, pH, concentração de nutrientes na água e no detrito, bem como pela composição química das folhas (Abelho 2001, Gonçalves *et al.* 2013).

Além de ser consumida como recurso direto da alimentação de diversas espécies, a matéria orgânica alóctone sustenta uma complexa teia alimentar nos riachos de cabeceira (Graça & Canhoto 2006, Clapcott & Barmuta 2010). Nesse ambiente, atua também como substrato para o estabelecimento de micro-organismos e diferentes grupos de invertebrados aquáticos (Hieber & Gessner 2002, Ligeiro *et al.* 2010). Invertebrados herbívoros e onívoros, por exemplo, alimentam-se principalmente de algas e do biofilme formado sobre o detrito alóctone condicionado (Gessner *et al.* 1999), incorporando os nutrientes utilizados na produção secundária. Portanto, a colonização por esses invertebrados não está vinculada diretamente ao consumo da matéria orgânica alóctone, mas à presença dos organismos que colonizam esse recurso (Li *et al.* 2008). O mesmo pode acontecer com invertebrados predadores, e até mesmo com vertebrados, tais como muitas espécies de peixes, que forrageiam sobre os bancos de detritos em busca de alimento (Buckup *et al.* 2007, Zuanon *et al.* 2010).

Embora se admita que diversos micro-organismos (e. g. protozoários, nematóides) possam estar envolvidos no processo de decomposição da matéria orgânica alóctone (Díaz-Villanueva & Trochine 2005), os principais microorganismos decompositores, principalmente em riachos tropicais, são bactérias e fungos, principalmente hifomicetos (Suberkropp 1998, Gonçalves *et al.* 2006b). Contudo, o papel desses micro-organismos em diferentes biomas e sob diferentes condições

de integridade pode ser diferente, o que sugere a inexistência de um padrão definido para micro-organismos no processo de decomposição (Gonçalves *et al.* 2013).

As relações entre fungos e bactérias que colonizam as folhas em riachos ainda não são bem esclarecidas devido, sobretudo, às diferentes condições de cada ambiente (Pascoal *et al.* 2005). Estudos sugerem tanto possíveis relações benéficas entre bactérias e fungos, onde bactérias podem se beneficiar de compostos produzidos pelo metabolismo dos fungos nas folhas (Das *et al.* 2007), quanto um antagonismo bilateral, onde ora as bactérias suprimem o crescimento de fungos, ora ocorre o efeito inverso (Mille-Lindblom & Tranvik 2003). Contudo, poucos são os estudos nos quais essas relações tenham sido testadas (Gonçalves *et al.* 2006b).

A importância dos invertebrados aquáticos (e.g. fragmentadores, coletores) na decomposição foliar é, possivelmente, um dos aspectos melhor conhecidos nesse processo. Os fragmentadores, por exemplo, ao consumir ou retalhar folhas, gravetos e outros detritos orgânicos que entram no sistema aquático, transformam a MOPG em MOPF, o que constitui uma importante fonte de alimento para outros organismos, tais como os coletores. Em riachos de zonas com clima temperado, os fragmentadores são considerados abundantes, constituindo o grupo de maior importância no processo de decomposição de detrito vegetal (Abelho 2001, Graça 2001). No entanto, em zonas tropicais, estudos evidenciam resultados divergentes em relação à importância desse grupo (Gonçalves *et al.* 2006b, Wantzen e Wagner 2006, Gonçalves *et al.* 2007, Landeiro *et al.* 2010, Moulton *et al.* 2010). A maior parte desses estudos demonstra que os fragmentadores são raros ou ausentes e, assim, a decomposição de detritos vegetais nesses riachos seria influenciada principalmente por micro-organismos (Irons *et al.* 1994, Dobson *et al.* 2002, Gonçalves *et al.* 2006a,b), principalmente Chironomidae (Wantzen & Wagner 2006, Gonçalves *et al.* 2012) ou por macroconsumidores, tais como peixes, camarões e caranguejos (Moulton *et al.* 2010).

2.2 Os efeitos do desmatamento sobre a dinâmica de matéria orgânica e metabolismo em riachos de cabeceira

Riachos de cabeceira são sistemas complexos, devido sobretudo à rede de interações entre o curso d'água, a vegetação ripária e a biota associada. Diversos fatores, tais como concentração de nutrientes, oxigênio dissolvido na água, temperatura e abrasão física, têm influência direta sobre a dinâmica metabólica desses sistemas (Tank *et al.* 2010). No entanto, a atividade humana, por meio da alteração desses fatores (e.g. pela poluição, entrada de nutrientes, retirada da vegetação nativa, modificações na hidrologia dos cursos d'água, da morfologia do substrato, da composição da vegetação ripária), tem provocado severas mudanças nos processos ecossistêmicos e na biota

(Sponseller & Benfield 2001, Schofield *et al.* 2004, Walsh *et al.* 2005, Paul *et al.* 2006, McTammany *et al.* 2007, Griffiths *et al.* 2009, Wenger *et al.* 2009).

Apesar de ser notório que a atividade humana afeta diretamente as condições ambientais dos ecossistemas aquáticos (Fahrig *et al.* 2003, Allan 2004), ainda são poucos os estudos que avaliam como essa influência opera no metabolismo de ecossistemas aquáticos (Abelho 2001, Tank *et al.* 2010). Mudanças na composição de espécies ripárias associadas à atividades antropogênicas, por exemplo, podem alterar a composição do detrito disponibilizado nos riachos, influenciando a biota aquática e, conseqüentemente, as taxas de processamento da matéria orgânica alóctone (LeRoy & Marks 2006, Kominoski *et al.* 2007, Lecerf *et al.* 2007). Contudo, as complexas relações entre os compartimentos terrestre e aquático e as múltiplas pressões atuando sobre os ecossistemas aquáticos dificultam o entendimento da dinâmica desses processos ecológicos em face de mudanças na paisagem (Tank 2010).

Quando a vegetação ripária é removida para ocupação agrícola ou urbana, por exemplo, a temperatura, a concentração de nutrientes e a entrada de sedimentos no riacho tendem a aumentar e afetar as taxas de decomposição (Sponseller & Benfield 2001, Encalada *et al.* 2010). Esses múltiplos fatores têm efeitos diferentes sobre o riacho e podem operar simultaneamente sobre os processos metabólicos, provocando variações imprevisíveis no sistema e a ausência de um padrão definido para riachos impactados (Tank 2010). Portanto, ainda não é claro como o efeito sinérgico de diferentes fatores pode alterar os processos metabólicos quando a vegetação ripária é removida (Quinn 2000, Allan 2004, Hagen *et al.* 2006) ou como essas alterações podem afetar a biota aquática (Chakona *et al.* 2009, Arnaiz *et al.* 2011, Bonato *et al.* 2012, Chadwick *et al.* 2012).

Diversos estudos mostram diferenças na assembléia de macroinvertebrados aquáticos associadas à integridade da zona ripária (Scarsbrook & Halliday 1999, Danger & Robson 2004). Esses estudos demonstram que mudanças nas condições ripárias resultam na alteração da fauna aquática (Angermeier & Karr 1994, Gonçalves *et al.* 2012a) e, conseqüentemente, nos processos metabólicos dos riachos, tais como a decomposição e o fluxo de matéria orgânica (Campbell *et al.* 1992, Webster *et al.* 1995, Sponseller & Benfield 2001). Harrison & Harris (2002), por exemplo, associaram a redução na abundância e riqueza de macroinvertebrados com reduções na disponibilidade de recursos e habitats provocadas pela atividade antropogênica. Sob essas condições, a taxa de decomposição de folhas pode ser reduzida (Mulholland *et al.* 1987, Griffith & Perry 1993) e a entrada de sedimentos e nutrientes dissolvidos para córregos pode aumentar (Webster e Waide 1982, Meyer & Johnson 1983), o que mostra que mudanças na vegetação ripária

afetam a distribuição de fragmentadores e a decomposição da matéria orgânica alóctone (Benfield *et al.* 1988, Sponseller & Benfield 2001).

Para Wenger *et al.* (2009), a maior lacuna no conhecimento ecológico de riachos impactados está na importância relativa dos diferentes mecanismos que atuam nos impactos e as interações entre eles. Pode ser que nossa habilidade de inferir sobre a importância relativa de diferentes estressores seja limitada devido, sobretudo, à simultaneidade da atuação de tais múltiplos agentes estressores (Paul & Meyer 2001, Walsh *et al.* 2005b). É um fato também, que a atual falta de compreensão dos mecanismos que dirigem a dinâmica de ambientes naturais torna difícil a identificação de soluções eficazes para o manejo e gestão de riachos impactados (Wenger *et al.* 2009). Segundo Sutherland *et al.* (2013), uma das soluções para isso passa pelo desenvolvimento da modelagem como ferramenta de medição e monitoramento de sistemas. A construção de modelos capazes de integrar conhecimentos interdisciplinares provenientes de estudos oriundos de diferentes áreas da Ciência pode contribuir para a compreensão dos processos que operam nos sistemas fluviais. A partir de modelos é possível explicar as relações causais entre os componentes do sistema natural e assim, prever como esses múltiplos efeitos podem afetar os processos ecológicos.

3. Modelos baseados em raciocínio qualitativo

Modelos são ferramentas para representar processos ecológicos, usadas para fazer previsões e promover a compreensão de acontecimentos passados, ou para controlar algumas variáveis do mundo real e inferir a respeito do comportamento de outras variáveis incluídas no sistema (Haefner 1996, Dodds 2009). Modelos estruturais (Caswell 1988) e o processo de modelagem são aspectos fundamentais da Ciência, e têm fornecido novas maneiras de representar conhecimentos, testar hipóteses e analisar dados (Schwarz & White 2005, Bredeweg & Salles 2009). O propósito de um modelo estrutural é, sobretudo, conceitualizar e representar um dado sistema (Salles & Bredeweg 1997).

O Raciocínio Qualitativo (RQ - Weld & de Kleer, 1990) é uma área da Inteligência Artificial que produz teorias, métodos e técnicas que respondem a problemas de modelagem em domínios nos quais não se têm uma noção clara de como o sistema funciona – por falta de conhecimento sobre leis fundamentais, ou quando dados numéricos não existem, ou são incompletos ou inexatos, ou onde há uma elevada quantidade de processos complexos envolvidos (Bredeweg *et al.* 2007, Bredeweg & Salles 2009). O periódico *AI Magazine* publicou um número especial dedicado ao RQ (2003, winter, volume 24, number 4), apresentado por Bredeweg & Struss (2003), que reúne trabalhos que descrevem e comentam diversos aspectos teóricos e aplicações desenvolvidas na área, inclusive em ecologia (Salles & Bredeweg 2003).

O uso de modelos pode contribuir para esclarecer diversos aspectos em ecologia e aumentar o entendimento da cadeia de raciocínio causal envolvendo fatores ambientais e mudanças em populações e comunidades (Salles & Bredeweg 2006a). A maior parte dos modelos utilizados em ecologia, porém, adota abordagens centradas em equações matemáticas. No entanto, modelos matemáticos dependem de precisos, nem sempre disponíveis (Rykiel 1989). Embora a representação matemática tenha grande importância para a realização de previsões acuradas e para o monitoramento de sistemas físicos, essa ferramenta torna-se inviável quando não existem dados numéricos suficientes. Diante de todos esses fatores, a modelagem qualitativa tem se mostrado uma ferramenta complementar e promissora para o melhor entendimento, organização e utilização do conhecimento de diferentes aspectos da ecologia (por exemplo, Pivello & Coutinho 1996, Struss 1997, Nascimento-Neto 2005, Salles & Bredeweg 2003a, 2006a, Goulart *et al.* 2013).

Dessa forma, o Raciocínio Qualitativo pode ajudar nas tarefas de representar, explicar e prever o funcionamento de sistemas naturais, sobre os quais não existem modelos matemáticos e dados numéricos suficientes que descrevam as interações dinâmicas ocorrendo nesses ecossistemas. O RQ, portanto, proporciona um ambiente para a criação de modelos onde é possível definir a estrutura de um sistema, representar as relações de causalidade e prever os possíveis comportamentos em resposta a mudanças (Guerrin & Dumas 2001). A grande questão do RQ,

segundo Guerrin & Dumas (2001) está na possibilidade de se abstrair as características relevantes do mundo real, o que para a representação de sistemas complexos, como riachos de cabeceira, pode ser de grande valor diante da carência de informações para sistemas tropicais, principalmente para o Cerrado.

3.1 Os elementos dos Modelos Qualitativos

A modelagem qualitativa, sob a perspectiva da Teoria Qualitativa dos Processos (Forbus 1984), apresenta um vocabulário próprio cujo entendimento é fundamental para a correta implementação dos modelos. Nesses modelos, sistemas são representados a partir de objetos cujas propriedades são descritas por quantidades e o comportamento do sistema é determinado a partir de processos (diretos ou indiretos) que provocam alterações no estado desses objetos.

Os objetos, também chamados de *entidades*, são unidades dotadas de diversas propriedades, estruturadas e organizadas de forma hierarquizada no modelo, a partir das quais são estabelecidas as dependências que determinam o comportamento do sistema. As propriedades mais relevantes são selecionadas para compor o modelo como *quantidades*, as quais são utilizadas para descrever como os objetos mudam ao longo do tempo e identificar comportamentos qualitativamente diferentes (Araújo 2005).

Cada quantidade pode assumir valores qualitativos que, a partir de pontos e intervalos, representam o comportamento do sistema como seqüências de estados ao longo do tempo. Os pontos (também chamados de marcos) indicam onde as mudanças comportamentais ocorrem e os intervalos representam faixas de transição entre essas mudanças. O conjunto de possíveis valores qualitativos que uma quantidade pode assumir, e que podem ter correspondência com os números reais, é representado como o *espaço quantitativo* da quantidade.

A qualquer momento da simulação, o valor qualitativo de uma quantidade é constituído por dois componentes: a *magnitude* e a *derivada*. A magnitude representa a “quantidade da coisa” (por exemplo, pequena, grande, normal) e a derivada pode assumir três valores: {positiva, zero, negativa}, que indicam, respectivamente, que a quantidade está crescendo, estável ou decrescendo. A afirmação “A área coberta de vegetação do Cerrado era grande, mas estava diminuindo, era representada por *Área = <grande, negativa>*”.

À uma quantidade pode-se também atribuir um *comportamento exógeno*. Essa função só pode ser estabelecida nos cenários e serve para representar a atuação de forças externa e independente do sistema modelado sobre determinada quantidade no modelo (Bredeweg *et al.* 2007).

Na Teoria Qualitativa dos Processos (Forbus 1984), as *influências diretas* (I+ e I-) e *proporcionalidades qualitativas* (P+ e P-) são elementos básicos da modelagem, que possuem significado matemático e representam explicitamente relações de causalidade (Forbus 1984, Forbus & de Kleer 1993). As influências diretas são representações qualitativas de equações diferenciais entre quantidades. Se o modelo estabelece que I+(Q₂, Q₁), então Q₁ é uma *taxa* e deve ser somada ao valor de Q₂; se a relação for mediada por I-, então a operação matemática seria a subtração.

As proporcionalidades são representações qualitativas de funções monotônicas. A exata função matemática não é descrita, o que é capturado é a relação entre as direções de mudança das duas variáveis. Se a relação entre as quantidades for descrita por P+(Q₃, Q₂) então quando Q₂ estiver crescendo, Q₃ também crescerá; se a relação for P-, então quando Q₂ estiver crescendo, Q₃ diminuirá. As proporcionalidades qualitativas são ferramentas valiosas, sobretudo na representação de incertezas epistêmicas características do conhecimento ecológico (Nuttle et al. 2009). Incerteza significa que mais de uma saída é consistente com nossa expectativa (Pielke 2001). Com isso, o RQ permite a determinação do efeito de uma quantidade em uma outra quantidade sem conhecer a forma exata da relação, ou seja, mesmo diante da incerteza proveniente da falta do conhecimento sobre um determinado mecanismo (Nuttle et al. 2009).

Note que tanto nas influências diretas como nas proporcionalidades a direção da causação se dá sempre na direção do segundo argumento para o primeiro, (Q₁ → Q₂) e (Q₂ → Q₃), nunca o contrário. Note também que essas relações combinadas podem construir uma cadeia de causalidade: Q₁ → Q₂ → Q₃. Esse exemplo ilustra ainda um dos princípios basilares da Teoria Qualitativa dos Processos: todas as alterações que ocorrem no sistema se iniciam pela ação de um processo (que é modelado como uma taxa, que coloca uma influencia direta sobre uma variável de estado). As proporcionalidades têm, portanto, a função de propagar os efeitos dos processos para outras quantidades (variáveis auxiliares ou taxas de outros processos) (Forbus, 1984).

Outros elementos comumente utilizados na modelagem qualitativa são: *agentes*, *configurações* e *correspondências*. Agentes são objetos externos ao sistema, que interferem no funcionamento deste, mas não são afetados por ele. Configurações são relações estruturais usadas para definir como as entidades se relacionam umas com as outras. Por exemplo, sobre a relação entre as árvores e o solo, pode-se criar a relação estrutural usando a configuração “sobre o”: ‘Arvore’ *sobre* o ‘Solo’. Essa é uma eficiente maneira de representar explicitamente a estrutura do sistema. Correspondências são dependências que mostram valores de quantidades que ocorrem simultaneamente. Por exemplo, considere uma árvore que cresce: pode-se estabelecer que o tamanho da sombra da árvore e sua biomassa mantêm uma relação tal que haja uma correspondência entre a biomassa e o tamanho da sombra, de modo que quando a biomassa é pequena, a sombra também é pequena; quando a biomassa é grande, a sombra tem a mesma

magnitude. Correspondências podem envolver todos os valores dos espaços quantitativos de duas quantidades (correspondência –Q); ou apenas valores específicos (correspondência –V). Por exemplo, quando o tamanho de uma população é zero, a taxa de natalidade da mesma também é zero.

Uma característica típica da modelagem baseada na Teoria Qualitativa dos Processos é o uso de *fragmentos de modelo*, partes semi-independentes de modelo que representam partes do sistema de interesse, processos ou situações específicas. Esses fragmentos de modelo são combinados automaticamente pelo software de modelagem para constituir modelos de simulação, a partir de informações contidas sobre a estrutura do sistema e valores iniciais das quantidades, representadas em *cenários*. Esse tipo de abordagem é conhecida por modelagem composicional (Falkenhainer & Forbus 1993) e confere grande flexibilidade à modelagem qualitativa, visto que fragmentos de modelo podem ser utilizados diversas vezes, para representar instâncias dos mesmos objetos (por exemplo, um fragmento de modelo representando o processo de natalidade de uma população pode ser usado na mesma simulação para representar as natalidades de quatro populações). Além disso, é possível que a mesma biblioteca de fragmentos de modelo contenha representações de hipóteses alternativas ou mesmo contrárias, que seriam usadas em simulações diferentes.

As simulações de modelos qualitativos geralmente produzem todas as possibilidades de desdobramento da situação descrita no cenário inicial, o que pode resultar em grande número de *estados*. Uma sequência de estados e de transições entre estados constitui uma *trajetória*, e representa um possível comportamento do sistema (“behaviour path”). O conjunto de todos os estados e trajetórias de comportamento de um sistema possíveis, produzido por uma simulação, é conhecida por “envisionment” (de Kleer & Brown, 1984).

O modelo causal é um dos mais importantes resultados obtidos com a simulação de um modelo qualitativo. Trata-se de um diagrama que mostra a combinação de todos os fragmentos de modelo utilizados para compor cada estado do sistema durante a simulação. Desse modo, todas as entidades e configurações, relações de causa e efeito (Is e Ps), correspondências, relações de desigualdade e valores das variáveis podem ser exibidas, tornando-se uma importante ferramenta para a síntese dos elementos que compõem o modelo. Considerando-se que cada estado é qualitativamente diferente dos demais estados, compreende-se que o conjunto de fragmentos de modelo selecionados para descrever os estados pode ser diferente de um estado para outro.

Simulações podem ser modificadas, dependendo das premissas assumidas. *Premissas* são um elemento de modelagem para implantar conhecimentos e condições específicas (sempre em fragmentos de modelo) que se tornam ativos apenas determinadas situações: a premissa tem de ser incluída no cenário e no fragmento de modelo para que seja válida para a simulação.

3.2 Software Dynalearn e o Ambiente de Aprendizagem Interativa

Para modelagem dos processos de fluxo de matéria orgânica e estrutura trófica em riachos de cabeceira foi utilizado o Ambiente de Aprendizagem Interativa DynaLearn (Bredeweg *et al.* 2010), uma evolução de outro software de modelagem qualitativa, Garp3 (Bredeweg *et al.* 2009b). Esse software, desenvolvido a partir do RQ e princípios da Teoria Qualitativa dos Processos (TQP) (Forbus 1984), implementa o modelo utilizando uma abordagem diagramática que permite a construção de modelos utilizando-se botões e a visualização da simulação de modelos qualitativos por meio de interface gráfica (Bredeweg *et al.* 2009a).

DynaLearn é um sistema criado especificamente para o desenvolvimento conceitual a partir da construção de modelos (Bredeweg *et al.* 2009a). As apresentações diagramáticas do DynaLearn permitem a construção de idéias e testes de teorias complexas a partir de um ambiente de aprendizagem interativa (AAI) (Wißner *et al.* 2012). Essa vertente educacional permite não somente que a modelagem seja difundida entre diferentes grupos de estudantes, mas também que o processo de modelagem possa se concentrar em um tipo particular de conhecimento, dependendo do que é apropriado no domínio do discurso (Liem *et al.* 2010). Para isso, o AAI do DynaLearn tem seis *Learning Spaces* (LS), os quais representam diferentes modos de interação, cada qual para um tipo particular de domínio do conhecimento e tipo de fenômeno:

O *Learning Space 1* (LS1) é a base a partir da qual representações de conhecimentos complexos podem ser construídas, constituindo-se em mapas conceituais. O foco desse LS é exclusivamente ontológico e por isso não capta o comportamento dinâmico do sistema, nem permite a simulação das relações causais.

No *Learning Space 2*, os modelos causais já podem ser criados a partir de diagramas de influência identificados com sinais {+ e -}, e a dinâmica é capturada apenas pelos valores das derivadas das quantidades. Nesse LS, aspectos estruturais do sistema são modelados usando entidades, configurações e atributos. Além disso, no LS2 já é possível obter uma simulação preditiva do comportamento do sistema modelado com um só estado, no qual as derivadas desconhecidas podem ser calculadas com base nas influências que recebe a quantidade.

O avanço propiciado pelo *Learning Space 3* inclui a representação de *espaços quantitativos* em algumas ou todas as quantidades. As relações entre quantidades também são restritas a diagramas de influência. Desse modo, a previsão de mudanças ao longo do tempo e as trajetórias são a chave desse nível, sem que processos sejam representados (Liem *et al.* 2010).

O *Learning Space 4* permite a inclusão de elementos como Influências diretas (I+ e I-) e proporcionalidades qualitativas (P+ e P-), bem como o uso de premissas, desigualdades e agentes. Com isso, a noção de causalidade é refinada e torna-se possível a representação de sistemas ainda

mais complexos. Nesse nível é possível representar completamente relações de feedback entre quantidades.

No *Learning Space 5* é possível representar conhecimentos condicionais e premissas diferentes podem ser modeladas a partir do estabelecimento de pressupostos. É um grande avanço para a representação de sistemas complexos, visto que é frequente encontrar em sistemas naturais processos que requerem que, para se tornarem ativos, requerem que variáveis específicas atinjam determinados valores.

No *Learning Space 6* estão disponíveis todos os elementos dos modelos qualitativos mencionados nos LS anteriores, e ainda os fragmentos de modelo e a representação hierarquizada de entidades. Dessa forma, o foco do LS6 é o conhecimento geral do sistema, onde as relações mais complexas podem ser definidas a partir da concepção dos domínios do conhecimento em fragmentos de modelo e cenários.

3.3 Validação dos modelos

O significado da validação de modelos de simulação ainda é discutido no contexto da literatura ecológica (Rykiel 1996). As dificuldades de consenso se devem tanto por considerações semânticas quanto filosóficas e refletem a ambiguidade sobre como testar a capacidade operacional de um modelo e seu conteúdo teórico. O cerne da questão, afinal, é decidir se o modelo é aceitável para a utilização para a qual foi planejada, e qual é o grau de confiança na relação entre seus resultados e o comportamento do sistema real. Portanto, um modelo é bem avaliado se funcionar como uma boa representação dos processos que ocorrem no sistema natural para os usuários para os quais se destina, e ser adequado para um determinado uso pretendido, atendendo aos requisitos mínimos ditados pela conduta científica.

Segundo Rykiel (1996), o processo de validação de um modelo consiste de três etapas principais: validação conceitual (ou da teoria), operacional (do funcionamento do modelo) e validação dos dados. No entanto, a última etapa só é considerada para modelos numéricos, sendo assim desconsiderada no processo de validação de modelos qualitativos.

A fase operacional da validação do modelo tem o objetivo de avaliar se a cadeia de causalidade está representada corretamente, bem como se o vocabulário e os modelos são adequados para explicar os comportamentos produzidos. Essa etapa é feita a partir da avaliação dos modelos causais (se produziram todos os valores esperados durante a simulação), pela capacidade exploratória do modelo em diferentes cenários e pela análise da representação do sistema e de seu comportamento (Rykiel 1996).

A validação conceitual refere-se à tarefa de confrontar os resultados obtidos nas simulações com a base teórica disponível sobre o tema (Rykiel 1996). Nessa etapa, o objetivo é avaliar não

apenas se o modelo fornece explicações científicas aceitáveis para as relações causais incluídas, mas também demonstrar que as teorias e os pressupostos que formam a base dos conceitos representados estão corretos e justificáveis. Dessa forma, essa etapa verifica se as explicações e as previsões geradas pelo modelo estão em consonância com os conhecimentos científicos disponíveis, ou, no mínimo, com o bom senso de experientes pesquisadores.

Dados numéricos disponíveis também podem ser utilizadas no processo de validação de modelos qualitativos, conforme demonstrado por Araújo *et al.* (2008). Nesse caso, os resultados de simulações qualitativas são comparados às tendências observadas nos dados numéricos. Outros processos de validação, segundo Rykiel (1996), podem ser feitos pela comparação entre os resultados da simulação e os resultados obtidos em outros modelos, com dados obtidos em campo ou mesmo comparando-se a simulação a dados históricos.

3.3.1 Procedimento de validação

A validação dos modelos foi feita pela comparação dos resultados da simulação nos distintos cenários criados com os dados encontrados na literatura e com a avaliação de especialistas, coletadas a partir de questionários e entrevistas. O grupo de especialistas era formado por quatro biólogos, todos com títulos de mestre em Ecologia, com experiência na área de limnologia e processos ecológicos em zonas ripárias, atualmente envolvidos em cursos de doutorado.

Durante a avaliação, os conceitos básicos da modelagem qualitativa, os modelos criados e as simulações incluídas nesse trabalho foram apresentados em um encontro de cerca de 1h. Após essa exposição, os especialistas responderam a um questionário geral sobre o assunto. Nos questionários, o domínio conceitual explorado neste trabalho e os modelos foram avaliados por meio de questões de opinião e comentários para que expressem suas opiniões (adaptadas de Milosevic & Bredeweg, 2010, Ramos 2010, Gontijo, 2011). As questões de opinião foram respondidas pelo grupo de avaliadores por meio de uma escala Likert de cinco pontos. Esse tipo de escala de resposta psicométrica é usada habitualmente em questionários para pesquisas de opinião, nas quais os entrevistados especificam seu nível de concordância com uma afirmação. As respostas dadas pelos avaliadores foram representadas da seguinte forma: Q1: [0:3:0:1:0]. A leitura dessa representação é que, na Q1, zero avaliadores responderam “concordar totalmente” com a afirmação; três responderam “concordar parcialmente”; zero responderam “neutro”; um respondeu “discordar parcialmente” e um respondeu “discordar totalmente” (ver Apêndices). As respostas obtidas foram então avaliadas quanto: a adequação do modelo ao conhecimento teórico disponível; a clareza na apresentação e concordância do comportamento do sistema, gerado nas simulações, com o conhecimento científico; a representação de relações causais; a funcionalidade pedagógica dos modelos; e a usabilidade dos modelos.

4.1.1 Especificações do modelo

Os principais fluxos de matéria orgânica em riachos de cabeceira foram incluídos no modelo a partir de duas entidades, dois agentes, duas configurações, 20 quantidades e 50 fragmentos de modelos em dois cenários principais. Sete dessas quantidades foram definidas como taxas de processos, e as demais como variáveis de estado ou variáveis auxiliares. Cinco espaços quantitativos (QS) foram definidos e representam mudanças significativas nos estados do sistema (Tabela I).

Tabela I. Entidades, agentes, espaços quantitativos e descrições das quantidades estabelecidas no Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.

Entidade	Quantidade	Espaço Quantitativo	Descrição
Zona ripária	Taxa de variação da cobertura vegetal	minus, zero, plus	Taxa que define mudanças (negativas ou positivas) na cobertura vegetal da zona ripária.
	Cobertura vegetal	zero, low, high	Quantidade de vegetação que cobre o riacho.
	Taxa de entrada de mat org alóctone	zero, low, medium, high	Taxa de entrada total de matéria orgânica alóctone. Sintetiza as entradas vertical e lateral em uma única taxa.
	Queda direta de detritos (entrada vertical)	zero, low, medium, high	Contribuição vertical de matéria orgânica alóctone.
	Taxa de recuperação natural	zero, low, medium, high	Taxa de regeneração foliar da cobertura vegetal.
Riacho de cabeceira	Estresse hídrico	zero, low, medium, high	Demanda da vegetação por água.
	Taxa de entrada de mat org a montante	zero, plus	Taxas de importação (a montante) de matéria orgânica alóctone no sistema.
	Taxa de saída de mat org a jusante	zero, plus	Taxas de exportação (a jusante) de matéria orgânica alóctone no sistema.
	Taxa de decomposição biológica	zero, plus	Taxa de degradação do detrito alóctone.
	Velocidade da água	low, high	Velocidade da corrente da massa de água.
	Nível da água	low, medium, high	Profundidade ou nível hidrométrico do riacho.
	Incidência solar	zero, low, high	Radiação solar que incide sobre o riacho.
	Mortalidade de algas	zero, low, medium, high	Taxa de morte de algas.
	Estoque bêntico de mat org alóctone	zero, low, medium, high	Quantidade de matéria orgânica alóctone estocada nos riachos. Pode ser definida como a matéria orgânica alóctone sobressalente da diferença dos valores de entrada e saídas de matéria orgânica do ecossistema em uma escala local.
	Estoque bêntico de mat org autóctone	zero, low, medium, high	Quantidade de matéria orgânica autóctone estocada nos riachos.
	Carreamento (entrada lateral)	zero, low, medium, high	Contribuição lateral de matéria orgânica alóctone.
	Taxa de produtividade primária líquida	zero, low, medium, high	Taxa de crescimento algal.
	Agentes	Quantidade	Espaço Quantitativo
Atividade humana	Taxa de desmatamento	zero, plus	Taxa de retirada da cobertura vegetal.
Chuva	Precipitação	zero, low, medium, high	Quantidade de chuva.

Na representação do modelo, a vegetação ripária e as relações associadas são retratadas como o compartimento terrestre (entidade *Zona ripária*), onde os fatores climáticos atuam

diretamente. *Riacho de cabeceira* é a outra entidade e representa o compartimento aquático no modelo. Associadas a *Riacho de cabeceira* estão incluídas as representações dos fenômenos na água, ou seja, processos de entrada, processamento, armazenamento e exportação da matéria orgânica no sistema aquático.

Outros elementos utilizados na implementação do modelo foram os agentes e pressupostos dos cenários. *Chuva* e *Atividade humana* são os agentes utilizados nesse modelo, e *Ambiente natural* e *Ambiente impactado* são os pressupostos utilizados para identificar cada cenário e alguns fragmentos de modelo específicos de cada perspectiva. De forma a simplificar algumas das relações e representar a dinâmica de matéria orgânica de maneira mais concisa, algumas premissas de modelo foram assumidas:

- Apesar de outras estruturas vegetais como galhos, flores ou frutos serem parte do material alóctone na dinâmica de matéria orgânica em riachos, **somente as folhas foram incluídas no modelo**, simplificando o estabelecimento das relações causais.
- **A heterogeneidade vegetal da comunidade foi desconsiderada** no processo de modelagem em função da generalidade do modelo. Esta é uma solução potencial para expressar o comportamento do modelo de uma forma mais clara e concisa, sem prejuízo no comportamento do sistema (Levins 1966).

4.1.2 A biblioteca de fragmentos de modelo

O efeito da chuva

Dada a complexidade das relações entre o clima e os fluxos de matéria orgânica nas zonas ripárias, o modelo limitou-se a representar as condições abióticas apenas por variações na precipitação. Portanto, *Chuva* foi o único agente usado para modelar a dinâmica de matéria orgânica sob a perspectiva de um cenário natural. Associada a esse agente a quantidade *Precipitação*, que em todos os cenários é determinada por um comportamento exógeno sinusoidal, afeta diretamente *Nível da água* e *Entrada lateral de mat org alóctone* por meio de uma proporcionalidade positiva (P+) e *Estresse hídrico* por uma proporcionalidade negativa (P-) (Fig. 2).

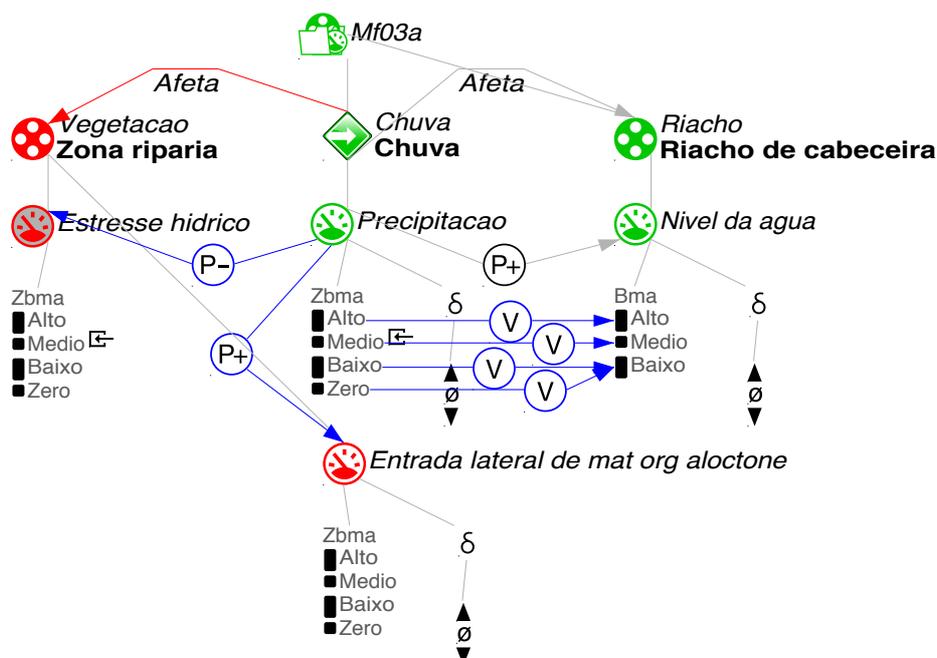


Figura 2. Fragmento de modelo envolvendo as relações entre o agente Chuva e as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa os efeitos da precipitação no estresse hídrico e nível da água.

A cobertura vegetal

Oscilações em *Precipitação* têm efeito indireto sobre a cobertura vegetal da zona ripária. Essas relações, demonstradas pelas funções P-(*Estresse hídrico*, *Precipitação*), P+(*Queda direta de detritos*, *Estresse hídrico*) e P-(*Recuperação natural*, *Estresse hídrico*), podem levar a vegetação tanto a situações de estresse hídrico, nas quais ocorre a perda foliar, quanto a situações de recuperação natural da cobertura vegetal.

Os efeitos diretos de *Queda direta de detritos* e *Recuperação natural* sobre *Cobertura vegetal* são representados no modelo por um ‘cálculo’:

$$\textit{Recuperação natural} - \textit{Queda direta de detritos} = \textit{Taxa de variação da cobertura vegetal}$$

Esta ferramenta, na modelagem, permite representar o equilíbrio entre duas ou mais quantidades na simulação a partir de diferenças entre suas magnitudes, e assim determinar uma taxa de variação na cobertura vegetal, que pode ser nesse caso, positiva (se *Recuperação natural* > *Queda direta de detritos*), estável (*Recuperação natural* < *Queda direta de detritos*) ou negativa (*Recuperação natural* = *Queda direta de detritos*). Essa taxa, por sua vez, afeta a cobertura vegetal a partir de uma influência direta positiva, representada pela função I+(*Cobertura vegetal*, *Taxa de variação da cobertura vegetal*) (Fig. 3).

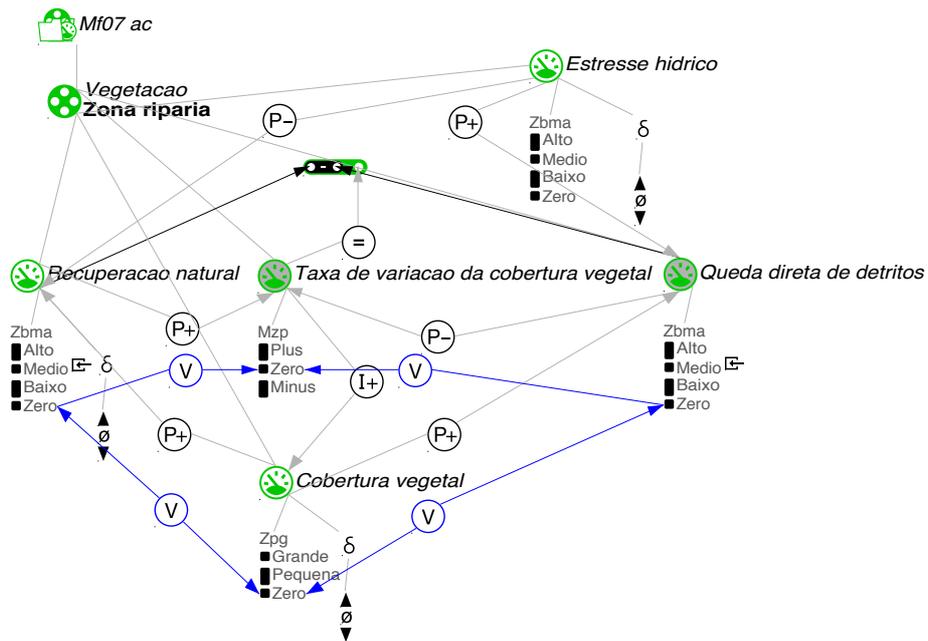


Figura 3. Fragmento de modelo envolvendo parte das relações entre as quantidades da entidade Zona ripária. Representa os efeitos do estresse hídrico sobre a cobertura da vegetação ripária.

Entrada constante de matéria orgânica

A entrada de matéria orgânica alóctone foi assumida como maior que zero, isso significa que, no modelo, os valores de *Queda direta de detritos* serão sempre positivos. Esta premissa foi representada no fragmento de modelo a partir de correspondências entre os espaços quantitativos de *Queda direta de detritos* e *Estresse hídrico* e é ativa apenas no cenário natural (Fig. 4).

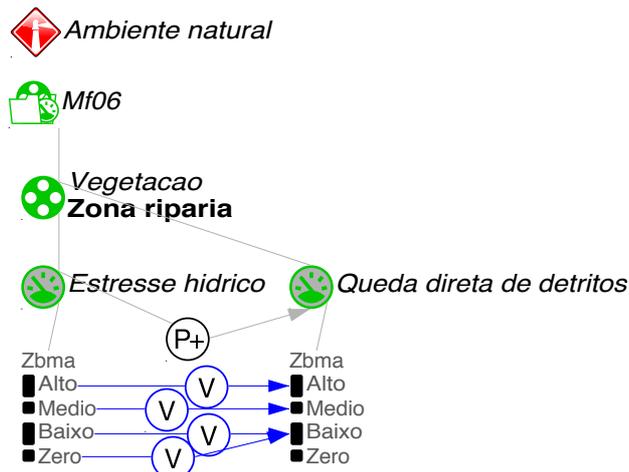


Figura 4. Fragmento de modelo que representa as correspondências entre os espaços quantitativos de estresse hídrico e a entrada vertical do detrito. Esse fragmento somente será ativado se a premissa *Ambiente natural* também estiver incluída no cenário inicial de uma simulação.

O estoque de matéria orgânica autóctone

No modelo, o valor de *Estoque bêntico de mat org autóctone* é determinado pelas influências diretas colocadas pela taxa *Produtividade primária líquida* e *Mortalidade de algas* (Fig.

5). Este fragmento de modelo mostra ainda que a produção de energia autóctone, representada pela quantidade *Produtividade primária líquida*, é influenciada por variações na cobertura vegetal, que afetam a incidência de raios solares sobre o riacho e, conseqüentemente, a fotossíntese, por meio da relação P-(*Incidência solar*, *Cobertura vegetal*).

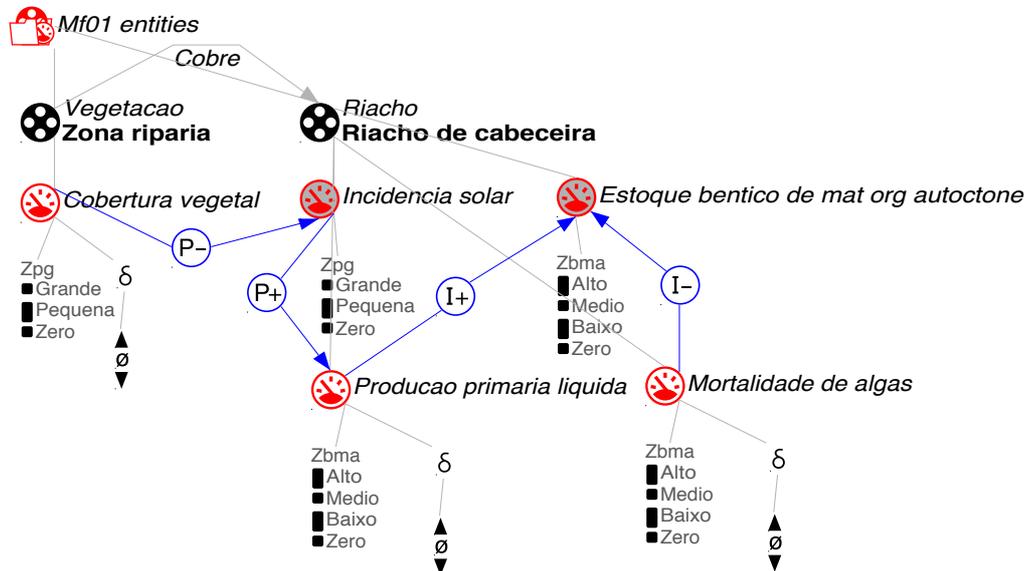


Figura 5. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa os efeitos da cobertura vegetal sobre a matéria orgânica autóctone na região bentônica do riacho.

O estoque de matéria orgânica alóctone

O estoque de matéria orgânica alóctone é determinado pela influência de quatro processos: entrada (lateral e vertical) de material alóctone e entrada de matéria orgânica a montante, como influências diretas positivas, e saída de material a jusante e decomposição biológica, como influências negativas. A combinação desses processos, mostrada no fragmento de modelo abaixo (Fig. 6), permite que grande variedade de situações seja simulada, dependendo da predominância de um ou mais processos sobre os demais.

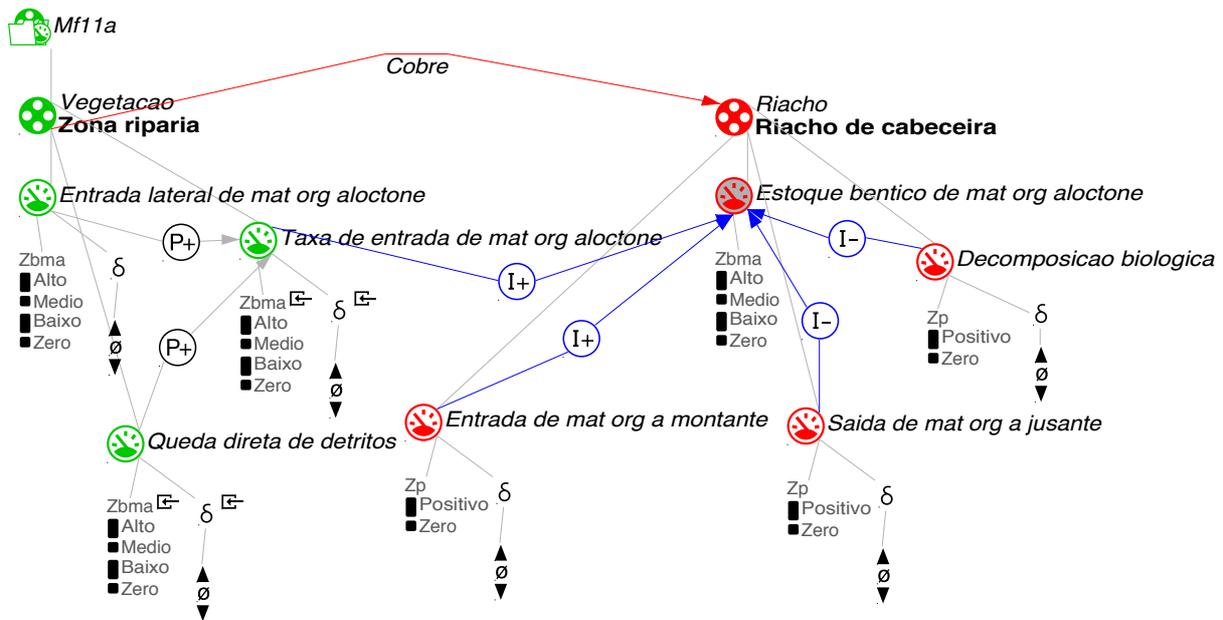


Figura 6. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Zona ripária e Riacho de cabeceira. Representa as entradas e saídas de matéria orgânica alóctone do riacho.

Outro fragmento de modelo captura a relação entre variações em *Nível da água* e *Velocidade da água*, capturada por uma proporcionalidade $P+(Velocidade da água, Nível da água]$. Por sua vez, *Velocidade da água* afeta *Entrada de mat org a montante* $P+(Entrada de mat org a montante, Velocidade da água)$ e *Saída de mat org a jusante* $P+(Saída de mat org a jusante, Velocidade da água)$. Essas quantidades, *Entrada de mat org a montante* e *Saída de mat org a jusante*, representam taxas de importação (a montante) e exportação (a jusante) de matéria orgânica alóctone no sistema e se referem ao movimento da matéria orgânica alóctone dentro do riacho, respectivamente.

O efeito do desmatamento

A diferença na representação entre o ambiente natural e o impactado é modelada pela inclusão da quantidade *Desmatamento*, que influencia diretamente a *Cobertura vegetal*, relação representada pela função $I-(Cobertura vegetal, Desmatamento)$. Na representação do ambiente natural, *Estresse hídrico* é a quantidade que regula a produção de serrapilheira e a regeneração foliar da vegetação (ver Fig. 3). Essa relação foi melhor delimitada por meio de correspondências entre os espaços quantitativos dessas variáveis (Fig. 7A), representando que em circunstâncias naturais, mudanças na cobertura vegetal são direcionadas por fatores também naturais, como a escassez de água. No entanto, a partir de correspondências entre as derivadas das quantidades *Desmatamento*, *Cobertura vegetal* e *Recuperação natural*, o pressuposto *Ambiente impactado* estabelece que a retirada da cobertura vegetal atua como força motriz de variações na cobertura vegetal no cenário impactado (Fig. 7B).

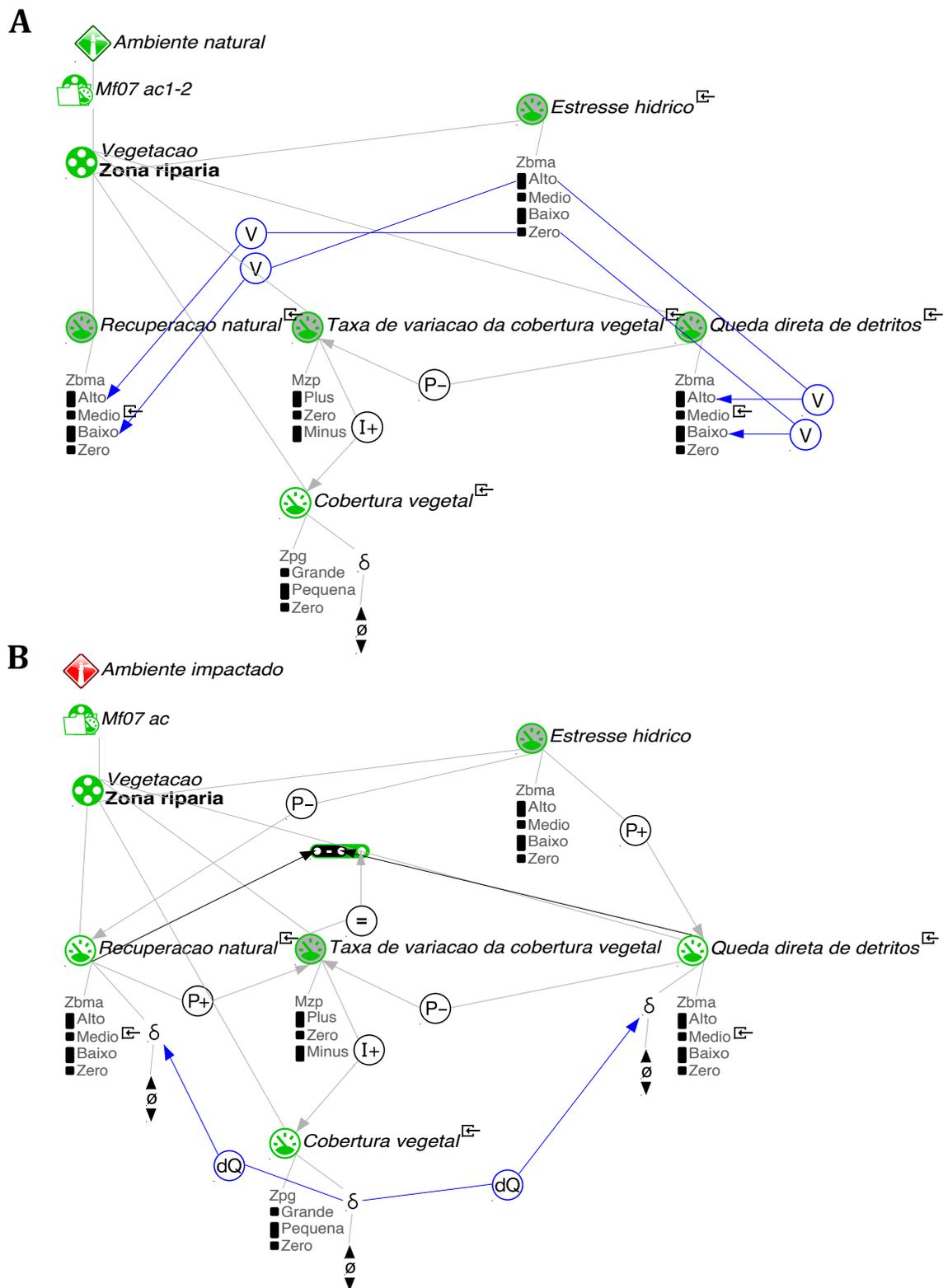


Figura 7. Fragmentos de modelo envolvendo parte das relações entre as quantidades da entidade Zona ripária. Representam o fator motriz que direciona as mudanças na vegetação ripária em ambiente natural (A) e em ambiente impactado (B).

4.2 Modelo da Decomposição Foliar

Conforme mencionado na seção 1, o Modelo de Decomposição Foliar deve ser capaz de responder as seguintes perguntas: Como o estágio de degradação de detritos alóctones podem afetar a organização trófica da biota aquática em riachos de cabeceira? Quais as consequências da retirada da vegetação ripária sobre a teia trófica?

4.2.1 Especificações do modelo

Conhecimentos sobre a teia trófica aquática de um riacho de cabeceira foram representados no modelo a partir de um agente, sete entidades, quatro configurações e oito quantidades, organizados em 29 fragmentos de modelo e dois cenários principais. Os espaços quantitativos definidos para cada quantidade e as descrições das quantidades são apresentadas na Tabela II.

Tabela II. Espaços quantitativos e descrições das quantidades estabelecidas no Modelo da Decomposição.

Entidade	Quantidade	Espaço Quantitativo	Descrição
Invertebrados predadores;	Biomassa	zero, low, medium, high	Quantidade de organismos.
Insetos fragmentadores;	Taxa de mortalidade	zero, plus	Taxa de mortes em relação ao tempo.
Bactérias; Copepodas, nematodas e rotíferos;	Colonização	zero, plus	Taxa de chegada de indivíduos na população.
Fungos			
Peixes insetívoros	Biomassa	zero, low, medium, high	Quantidade de peixes.
Detrito foliar	Biomassa	zero, low, medium, high, very high	Quantidade de matéria orgânica alóctone estocada nos riachos.
	Taxa de colonização	zero, plus	Taxa de chegada de indivíduos na população.
	Biofilme	zero, plus	Quantidade de organismos em relação simbiótica que se desenvolve na superfície das folhas submersas.
Entidade	Quantidade	Espaço Quantitativo	Descrição
Dinâmica de matéria orgânica	Entrada de mat org	zero, plus	Quantidade de matéria orgânica alóctone entrando no riacho.

Cinco entidades (Invertebrados predadores, Insetos fragmentadores, Bactérias, Onívoros, Fungos) representam comunidades biológicas, as quais contêm três quantidades gerais cada: *Biomassa*, *Colonização* e *Taxa de mortalidade*. As demais entidades (Peixes, Detrito foliar) possuem também quantidades exclusivas que permitem a representação de relações específicas.

Os processos estabelecidos nesse modelo foram construídos sob dois pressupostos de cenários que permitem simular o comportamento do sistema segundo diferentes perspectivas: *Ambiente natural* e *Ambiente impactado*.

4.2.2 A biblioteca de fragmentos de modelo

A entrada e estoque de MO

A entrada e o estoque de serrapilheira em riachos foram representados pela função $I+(Biomassa, Entrada\ de\ mat\ org)$. Essa relação pode ser vista como uma síntese da cadeia causal estabelecida no modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica (Fig. 8).

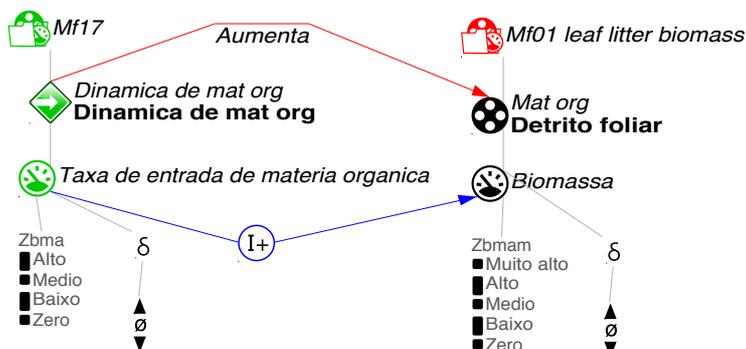


Figura 8. Fragmento de modelo envolvendo relações entre o agente Dinâmica de mat org e a entidade Detrito foliar. Representa a entrada, no sistema em estudo, de matéria orgânica alóctone no riacho.

Formação do biofilme

A relação de colonização e estabelecimento de micro-organismos na matéria orgânica alóctone foi representada no modelo pelas proporcionalidades $P+(Colonização\ bacteriana, Biomassa\ de\ detrito\ foliar)$ e $P+(Colonização\ fúngica, Biomassa\ de\ detrito\ foliar)$. A interação desses dois grupos de micro-organismos sobre a matéria orgânica foi representada pela quantidade *Biofilme*. O biofilme foi, portanto, representado no modelo como uma consequência direta do estabelecimento de fungos e bactérias sobre as folhas. Essa relação foi modelada por um cálculo e estabelecida pelas proporcionalidades $P+(Biofilme, Biomassa\ de\ bactérias)$ e $P+(Biofilme, Biomassa\ de\ fungos)$ (Fig. 9).

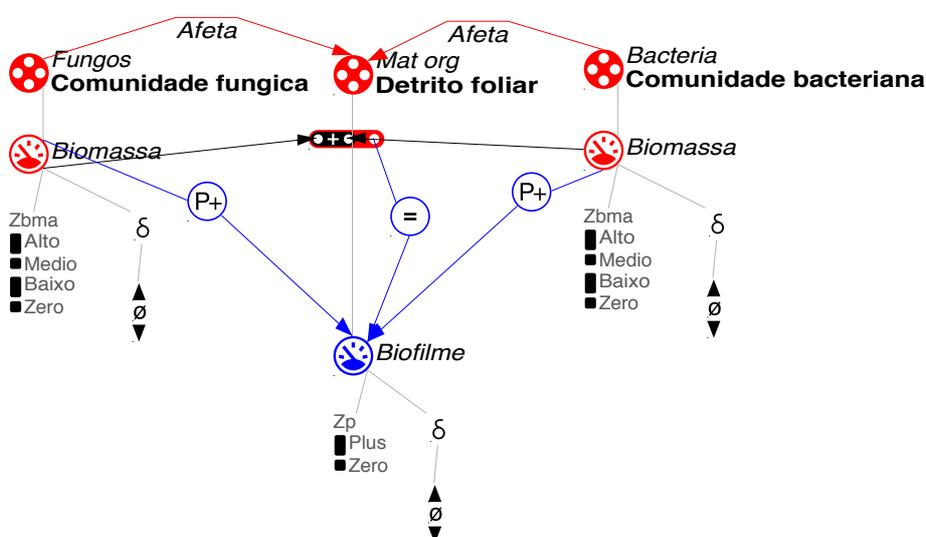


Figura 9. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Comunidade fungica, Detrito foliar e Comunidade bacteriana. Representa o estabelecimento do biofilme sobre a matéria orgânica alóctone.

A colonização da matéria orgânica por invertebrados onívoros

A quantidade *Biofilme* afeta diretamente *Colonização* de onívoros por meio de uma proporcionalidade $P+(Colonização, Biofilme)$. Nessa relação, *Biofilme* representa um atrativo alimentar para invertebrados onívoros, os quais alimentam-se tanto da matéria orgânica alóctone quanto do biofilme aderido. Para capturar essa relação, a colonização de onívoros foi incluída no modelo recebendo influências indiretas (proporcionalidades) tanto de *Biomassa* de detrito foliar quanto de *Biofilme* (Fig. 10). Note que a correspondência entre as derivadas de *Biofilme* e de *Colonização* implementa uma decisão de modelagem, segundo a qual a dinâmica da taxa de colonização segue as mudanças em *Biofilme*.

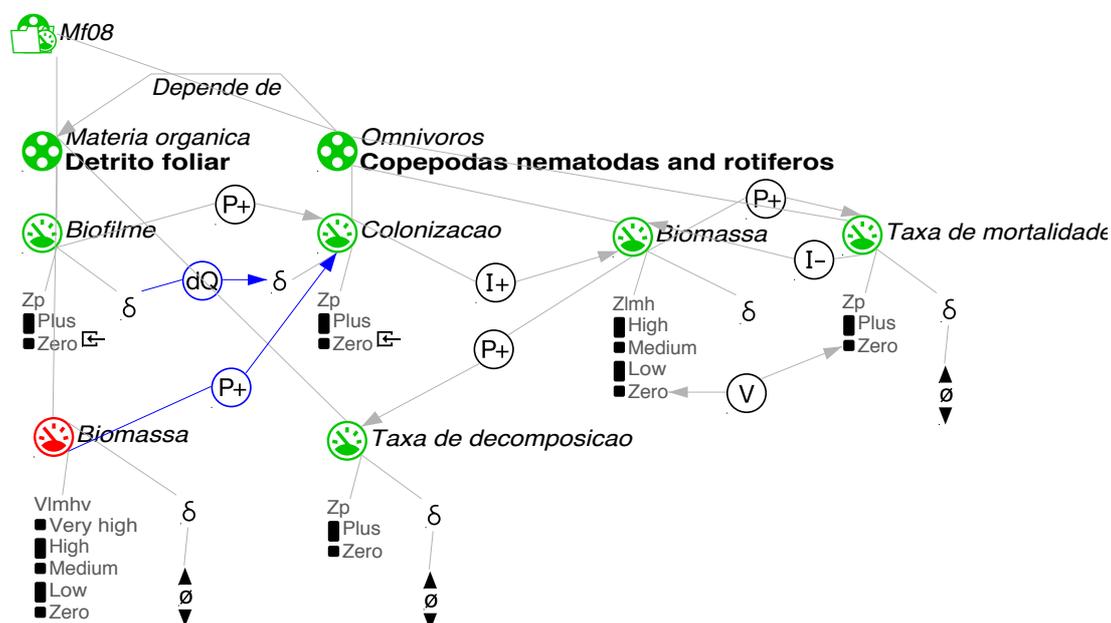


Figura 10. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Detrito foliar e Copepodas nematodas e rotíferos. Representa a colonização e estabelecimento de invertebrados onívoros no detrito foliar.

Colonização de onívoros afeta diretamente *Biomassa* desse grupo por meio de uma influência positiva $I+(Biomassa, Colonização)$, enquanto *Taxa de mortalidade* exerce o efeito inverso, regulando o crescimento de *Biomassa* por meio de uma influência negativa $I-(Biomassa, Taxa de mortalidade)$, ambas referentes aos onívoros.

Competição entre Bactérias e Fungos

Outro fragmento de modelo mostra que a relação entre fungos e bactérias é estabelecida no modelo a partir de uma proporcionalidade negativa $P-(Colonização\ bacteriana, Biomassa\ fúngica)$. Essa função representa a competição entre esses grupos de micro-organismos e significa que, quanto maior a biomassa de fungos, menor será a quantidade de bactérias que colonizam o detrito.

A colonização da matéria orgânica por invertebrados fragmentadores

Os invertebrados fragmentadores são consumidores diretos da matéria orgânica alóctone. Essa relação foi incluída no modelo por uma proporcionalidade entre *Biomassa* de detrito foliar e *Colonização* de insetos fragmentadores, demonstrada na função $P+(Colonização, Biomassa)$. Isso representa uma relação diretamente proporcional entre a quantidade de matéria orgânica alóctone estocada e a taxa de colonização e biomassa de fragmentadores (Fig. 11). Esse fragmento de modelo estabelece ainda que mudanças na taxa de decomposição da matéria orgânica foliar é determinada por variações na biomassa de insetos fragmentadores. Essa decisão foi implementada por meio da correspondência entre as derivadas das quantidades *Biomassa* de insetos fragmentadores e *Taxa de decomposição* de detritos foliares.

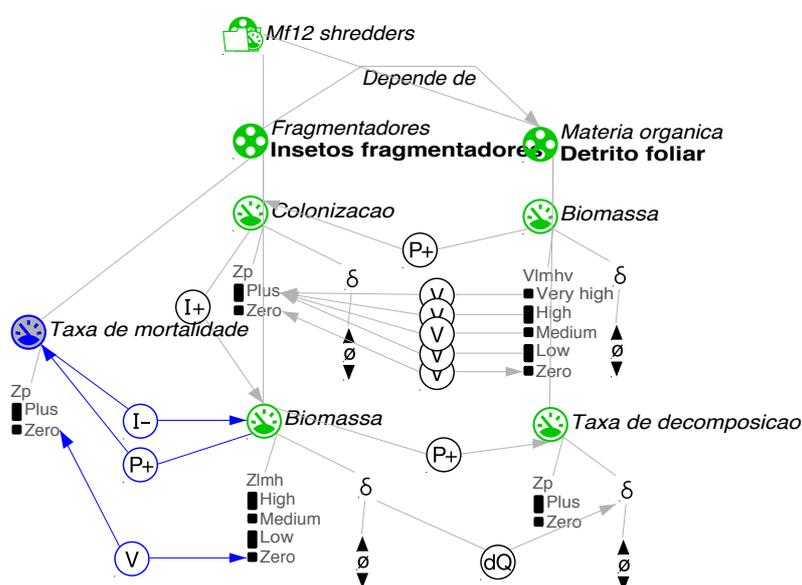


Figura 11. Fragmento de modelo envolvendo relações entre as entidades Insetos fragmentadores e Detrito foliar. Representa a colonização e estabelecimento de invertebrados fragmentadores no detrito foliar.

Colonização da matéria orgânica por invertebrados predadores

Invertebrados predadores não utilizam da matéria orgânica como recurso alimentar. Portanto, esse grupo foi representado por espécies que se alimentam exclusivamente de outros invertebrados. Essa relação foi demonstrada no modelo a partir de proporcionalidades entre *Colonização* de invertebrados predadores e *Biomassa* de insetos fragmentadores e onívoros (Fig. 12). Aqui também foi implementada uma correspondência entre derivadas, atrelando a dinâmica da *Taxa de mortalidade* e à da *Biomassa* de invertebrados predadores.

O efeito do desmatamento

O desmatamento da vegetação ripária é representado por um declínio, de origem exógena, na cobertura vegetal, até que esta desapareça por completo. Esta redução tem seu efeito propagado pela cadeia alimentar, refletindo-se nos processos de colonização e, conseqüentemente, na biomassa acumulada dos organismos.

A principal diferença na representação dos ambientes natural e impactado nesse modelo refere-se à premissa de auto-sustentação da comunidade. Essa premissa, estabelecida por uma desigualdade no espaço quantitativo de variável *Entrada de mat org*, significa que, no ambiente natural, qualquer grupo de organismos estabelecido na comunidade só chegará a zero caso seu recurso alimentar (por exemplo, *Biomassa* de detrito foliar é o recurso alimentar de insetos fragmentadores) seja esgotado (chegue ao valor zero). Considerando que a entrada de detritos foi definida como maior que zero no ambiente natural (Fig. 14), esse cenário não permite que qualquer organismo estabelecido na comunidade desapareça, mantendo assim a comunidade com valores sempre acima de zero. No entanto, a remoção dessa premissa no cenário impactado, permite que o recurso seja esgotado e, conseqüentemente, a biomassa de toda a comunidade também seja reduzida até zero.

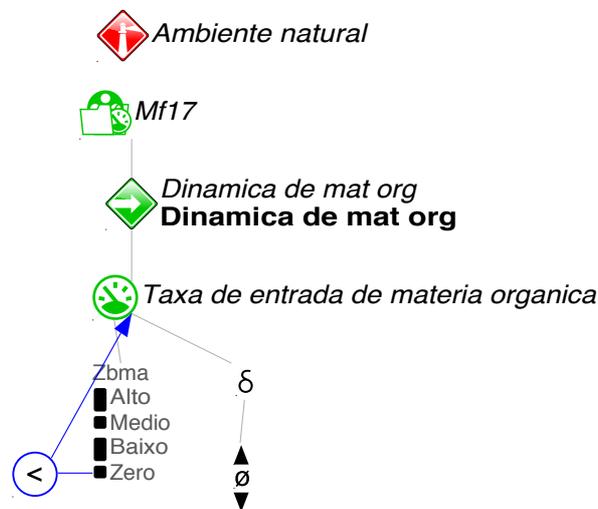


Figura 14. Fragmento de modelo que representa a constância na entrada de detritos alóctones no riacho de cabeceira. Esse fragmento somente será ativado se a premissa *Ambiente natural* também estiver incluída no cenário inicial de uma simulação.

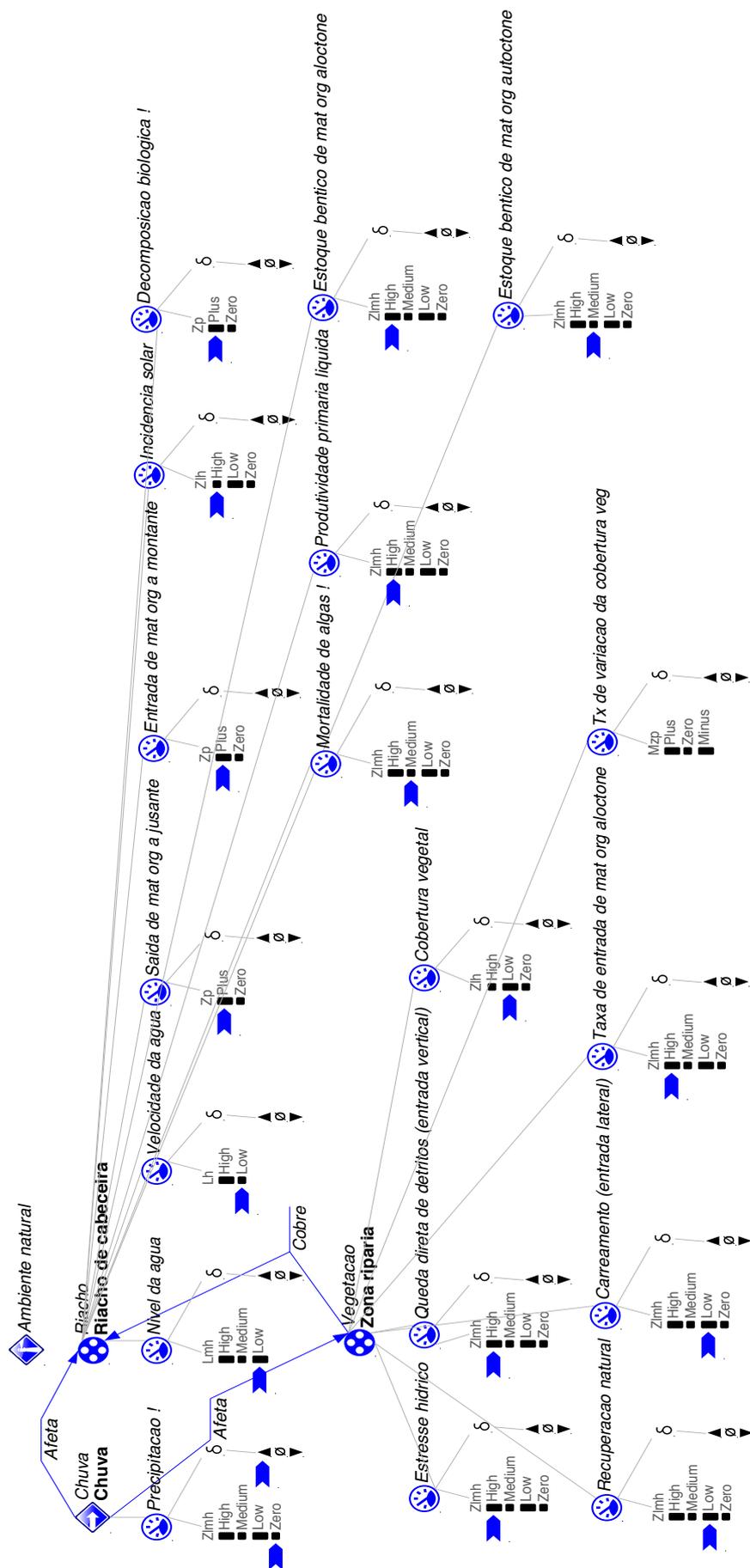


Figura 16. Cenário natural do Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica.

A simulação completa desse cenário produziu apenas um estado inicial e um estado final, representando os principais fluxos de matéria orgânica em riachos preservados de cabeceira. A única trajetória da simulação passa pelo estados [1 → 2 → 3 → 4 → 5 → 6 → 7 → 8 → 9] (Fig. 17A).

Nessa trajetória, quando *Precipitação* aumenta, representando a transição da estação seca para a chuvosa, afeta o *Estresse hídrico* que diminui e provoca a redução de *Entrada direta de detritos* e o aumento de *Recuperação natural*. O balanço entre *Entrada direta de detritos* e *Recuperação natural* torna *Tx de variação da cobertura veg* positiva, a qual afeta diretamente a *Cobertura vegetal*, que aumenta até *alto*. *Cobertura vegetal* tem efeito sobre *Queda direta de detritos*, mas essa relação representa apenas um dispositivo de auto-regulação da produção de detrito alóctone.

O aumento em *Cobertura vegetal* provoca a redução de *Incidência solar* e, conseqüentemente, a diminuição de *Produtividade primária líquida* até *baixo*. Como *Produtividade primária líquida* se refere a um processo e tem valor positivo mesmo após sua redução, afeta *Estoque bêntico de mat org autóctone* que aumenta até *alto* nos estados [1 → 6]. No entanto, *Estoque bêntico de mat org autóctone* é regulada por *Mortalidade de algas*, que nos estados finais da simulação [7 → 9] supera o valor da produção primária (que corresponde ao incremento de algas) e passa a reduzir a *Estoque bêntico de mat org autóctone* até *alto*.

O aumento de *Precipitação* afeta também a quantidade *Entrada lateral de mat org alóctone* (que aumenta em função das chuvas). Juntamente com a *Queda direta de detritos*, *Entrada lateral de mat org alóctone* provoca o aumento de *Taxa de entrada de mat org alóctone*, que por sua vez, aumenta *Estoque bêntico de mat org alóctone*. *Nível da água* também aumenta em função de *Precipitação*, conseqüentemente aumentando até *alto* a *Entrada de mat org a montante* e *Saída de mat org a jusante*.

5.1.2 Ambiente impactado

Os mesmos valores iniciais estabelecidos no cenário natural foram também utilizados para a simulação do cenário impactado. No entanto, a variável *Desmatamento* foi adicionada ao modelo com o valor inicial *plus*.

A simulação deste cenário gerou três estados iniciais e dois estados finais, entre os quais a trajetória [1 → 4 → 5 → 7 → 8 → 10 → 12 → 13 → 15 → 16 → 18 → 20 → 21] foi escolhida para a representação dos principais aspectos do sistema (Fig. 17B).

A simulação mostrou os mesmos comportamentos nos cenários naturais e impactados para as quantidades *Nível da água*, *Velocidade da água*, *Precipitação* e *Estresse hídrico*. *Entrada de mat org a montante* e *Saída de mat org a jusante* têm também os mesmos comportamentos observados no cenário natural, visto que são quantidades influenciadas pela precipitação, a qual não sofre influência do desmatamento na escala local que o modelo representa.

Em ambiente natural, as quantidades *Recuperação natural* e *Queda direta de detritos* aumentariam proporcionalmente ao estresse hídrico, mas isso não acontece no cenário impactado. Nesse cenário, essas variáveis são reduzidas e se mantêm baixas seguindo o comportamento da vegetação ripária, que é *baixa* durante toda a trajetória da simulação. Esse comportamento tem efeito na quantidade de MO alóctone importada para o riacho, que mostra valores inferiores aos encontrados no cenário natural.

A redução de *Cobertura vegetal* conduz também ao aumento de *Incidência solar*, *Produtividade primária líquida* e ao aumento em *Estoque bêntico de mat org autóctone*.

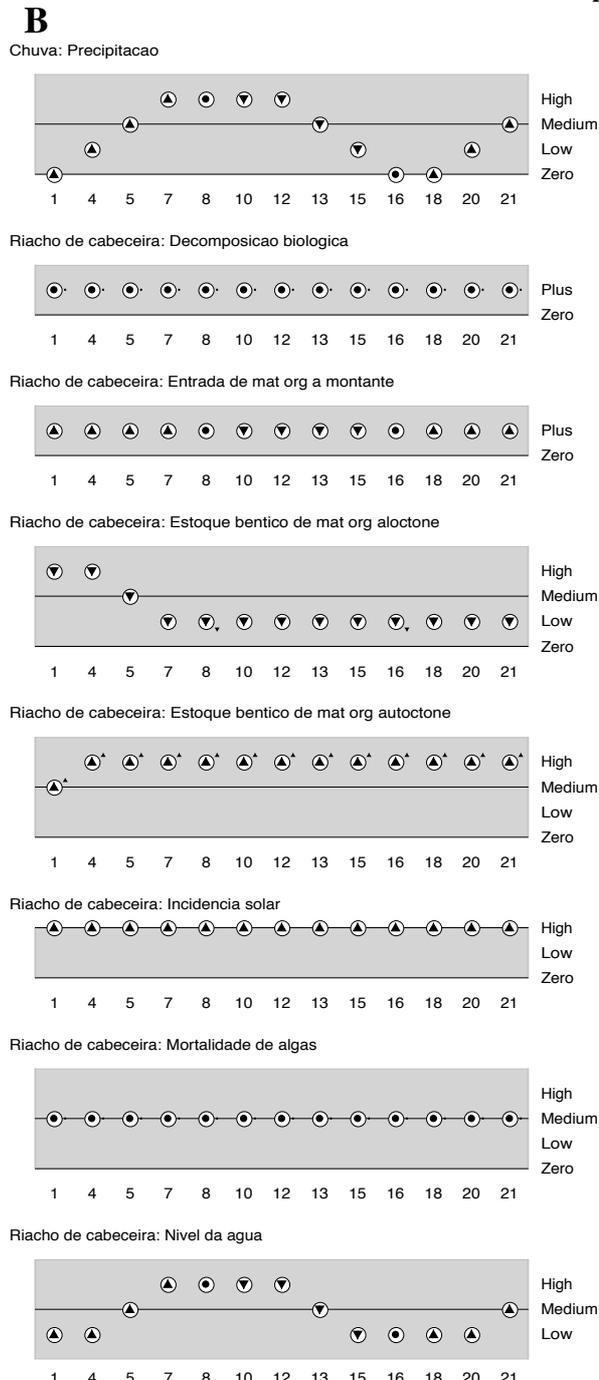
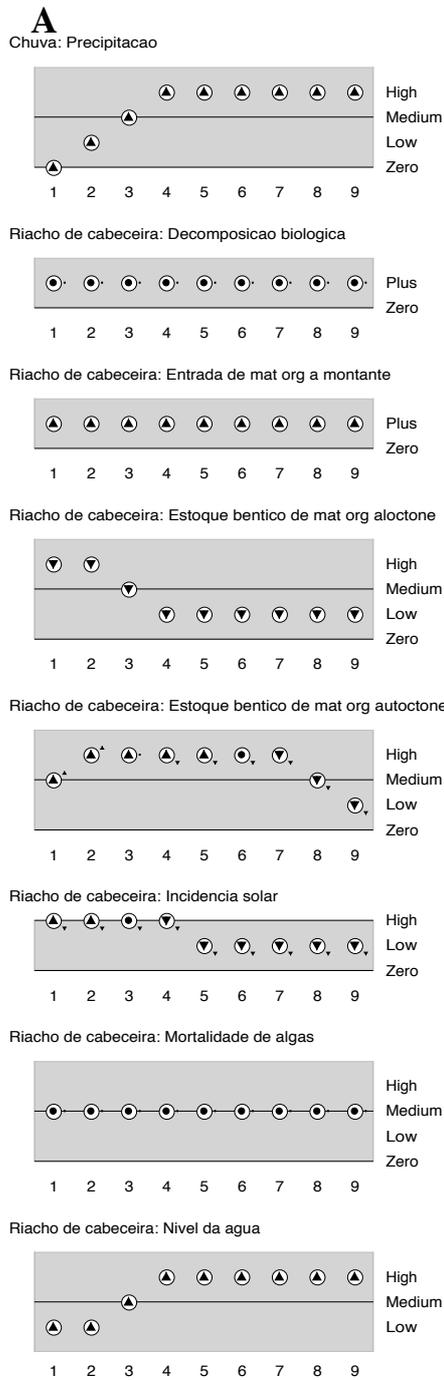


Figura 17. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica nos cenários A) natural e B) impactado.

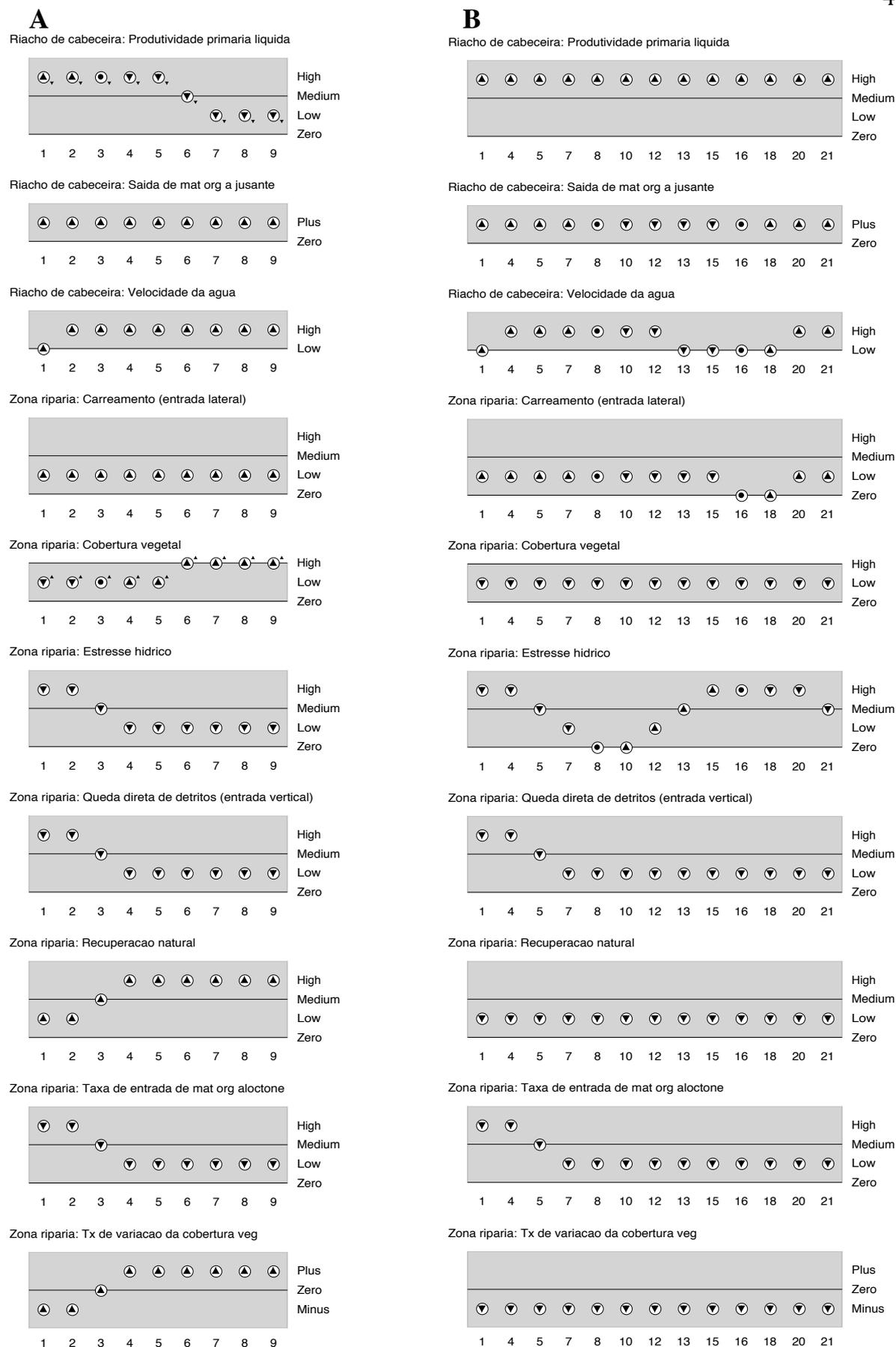


Figura 17. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do Modelo da Dinâmica de Matéria Orgânica nos cenários A) natural e B) impactado.

5.2 Modelo da Decomposição Foliar

As relações e premissas estabelecidas para o Modelo de Decomposição Foliar podem ser vistas no modelo causal (Fig. 18). Como ambos os cenários (natural e impactado) não se diferenciam quanto as quantidades ativas no modelo, somente o modelo causal obtido da simulação do cenário natural será mostrado.

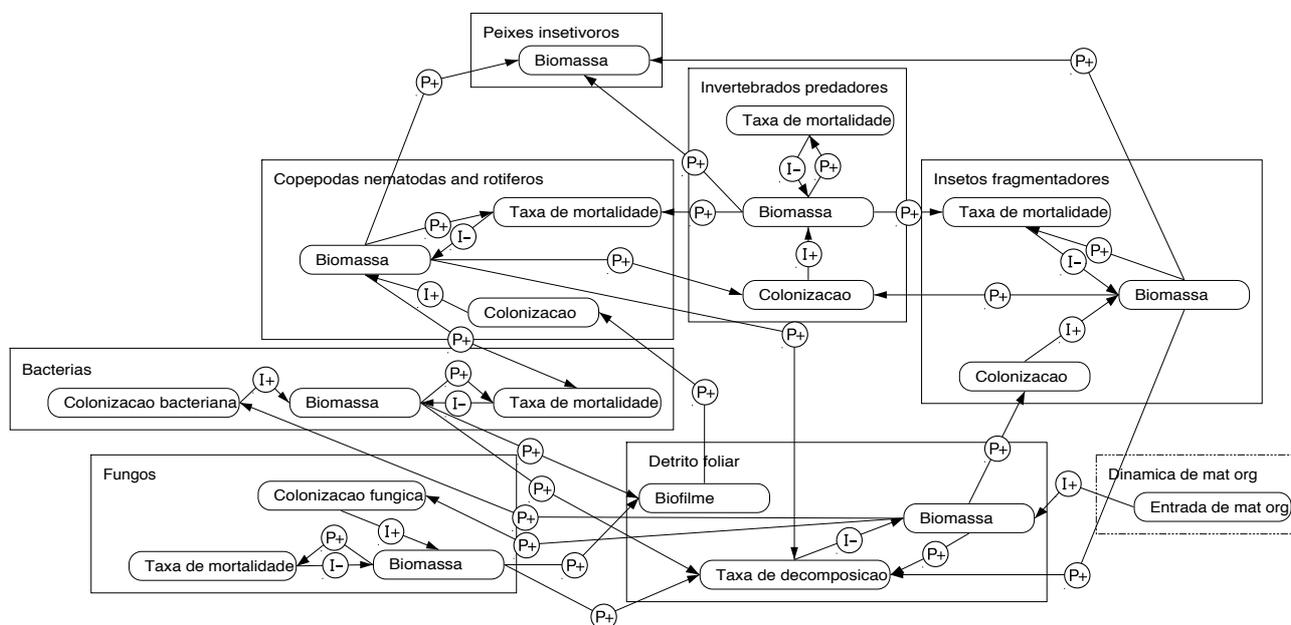


Figura 18. Modelo causal para o estado [37] da simulação do cenário natural do Modelo da Decomposição Foliar.

5.2.1 Ambiente natural

O cenário natural da simulação do Modelo de Decomposição Foliar representa a redução de *Entrada de mat org* em riachos de cabeceira e a organização da teia trófica mediada por esse processo. As entidades, quantidades e valores iniciais incluídos no Modelo de Decomposição Foliar ativos no cenário natural estão apresentados na Figura 19.

Nesse modelo, a simulação completa produziu cinco estados iniciais. A trajetória selecionada para representar o comportamento do sistema segue a trajetória [3 → 6 → 7 → 8 → 9 → 16 → 43 → 47 → 49 → 109 → 112 → 115 → 130 → 132 → 179] (Fig. 20A).

A simulação dessa trajetória representa a redução de *Entrada de mat org* em riachos de cabeceira. No estado inicial desse cenário, *Entrada de mat org* é alto e *Biomassa* de detrito foliar é muito alto, bem como *Taxa de decomposição* é plus. Nesse estado, a comunidade de microorganismos ou invertebrados ainda não foi estabelecida no detrito, o que significa que as quantidades *Colonização*, *Biomassa* e *Taxa de mortalidade* associadas às entidades *Bacterias*, *Fungos*, *Insetos fragmentadores*, *Onívoros*, *Invertebrados predadores* e *Peixes insetívoros* são definidas como zero.

A simulação da cadeia causal mostra a redução de *Entrada de mat org*, de alto [estado 8] até baixo [estado 16]. *Biomassa de detrito foliar*, inicialmente aumenta [8-16] mas se estabiliza no estado [43] e a partir daí decresce até o estado final [179]. Esse comportamento é ditado pelo balanço entre *Entrada de mat org* e *Taxa de decomposição*, que comportam-se como uma parábola positiva. *Colonização de insetos fragmentadores* aumenta, se estabiliza em médio [9] e depois decresce até baixo [115]. Isso afeta *Biomassa de insetos fragmentadores* que inicia em zero, cresce e se estabiliza em médio [9], depois decresce até baixo. *Taxa de mortalidade de insetos fragmentadores* segue o mesmo comportamento de *Biomassa de insetos fragmentadores*.

Biomassa de detrito foliar afeta o comportamento de *Colonização bacteriana* e *Colonização fúngica* que se mantém em plus durante toda a simulação. *Colonização fúngica* e *Taxa de mortalidade de fungos* torna-se ativa apenas a partir do estado [25]. *Biomassa de bactérias* e *Biomassa de fungos* tem efeito indireto sobre *Biofilme*, que aumenta. *Biofilme* afeta *Colonização de onívoros*, que aumenta e provoca o mesmo comportamento em *Biomassa de onívoros*. Consequentemente, *Biomassa de invertebrados predadores* aumenta nos primeiros estados, se estabiliza e reduz a partir do estado [23]. *Biomassa de peixes insetívoros*, por consequência, segue o mesmo comportamento dos demais grupos de invertebrados, terminando a simulação em baixo.

5.2.2 Ambiente impactado

A simulação do cenário impactado, a partir dos mesmos valores iniciais para as quantidades estabelecidos no cenário natural, gerou cinco estados iniciais. A trajetória escolhida para representar o comportamento do sistema passa pelos estados [3 → 6 → 7 → 8 → 13 → 17 → 18 → 19 → 20 → 36 → 37 → 40 → 41 → 42 → 66 → 67]. Mesmo diante da redução de *Entrada de mat org* até zero, a simulação mostra os mesmos comportamentos e oscilações para todos os

grupos identificados no cenário natural até o estado [66]. No entanto, o estado final [67] mostra a redução de *Biomassa de detrito foliar* até zero. Esse comportamento é evidente a partir do estado [9], onde *Taxa de decomposição* torna-se maior que *Entrada de mat org*, o que provoca uma redução em *Biomassa de detrito foliar*. Esse efeito é propagado por toda cadeia causal, fazendo com que todas as quantidades sejam reduzidas até zero no estado final [67] (Fig. 20B).

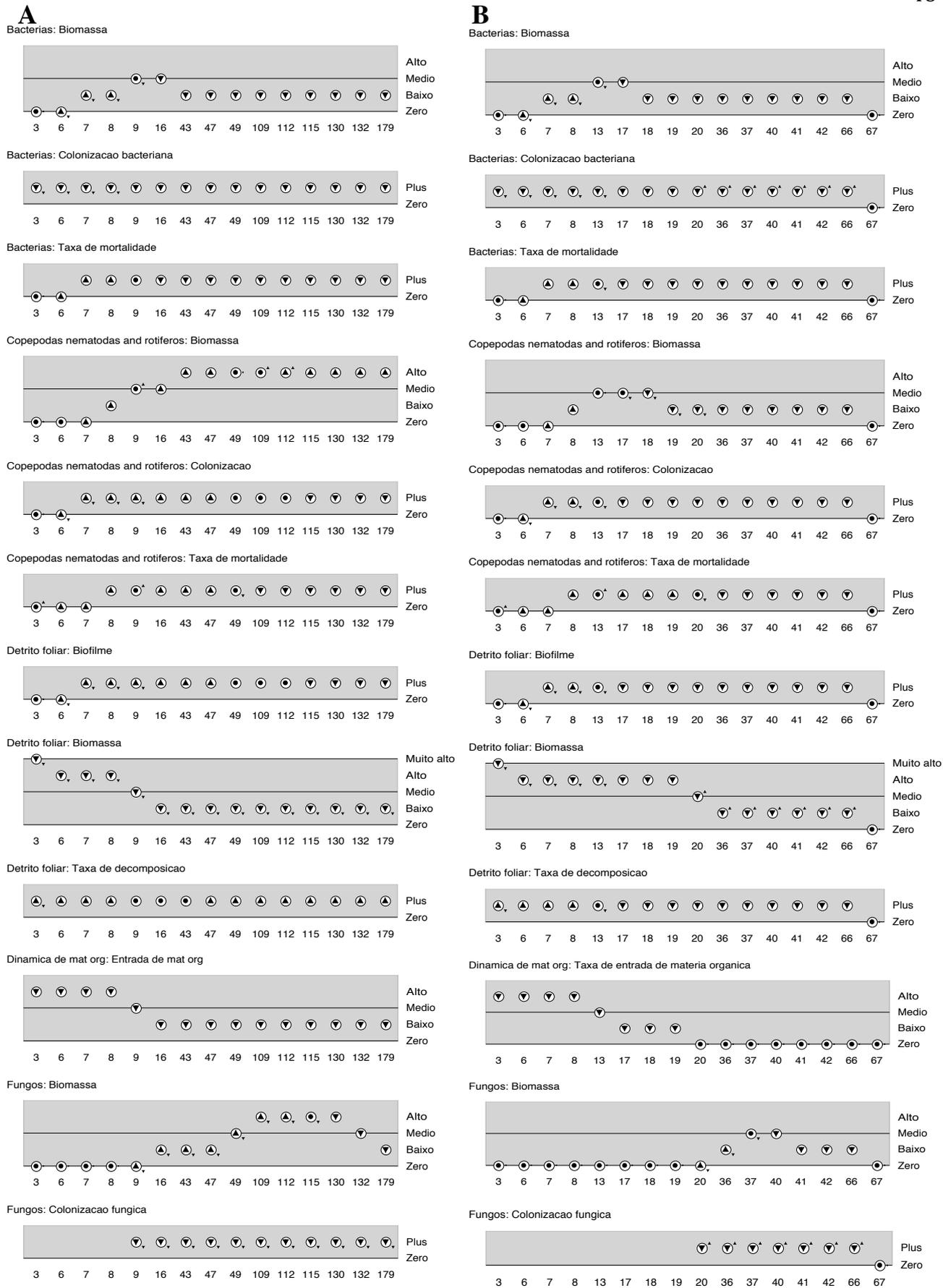
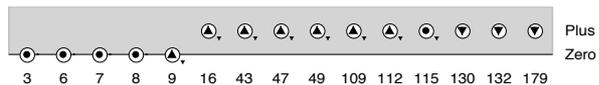


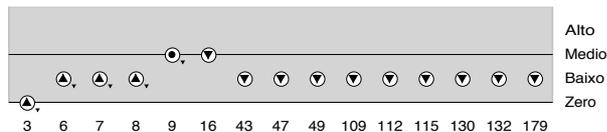
Figura 20. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do modelo de decomposição nos cenários A) natural e B) impactado.

A

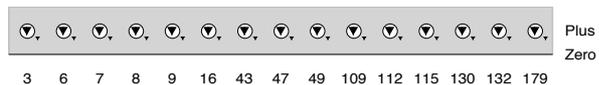
Fungos: Taxa de mortalidade



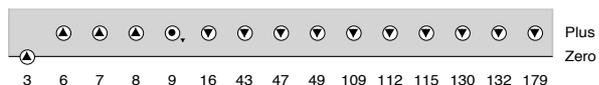
Insetos fragmentadores: Biomassa



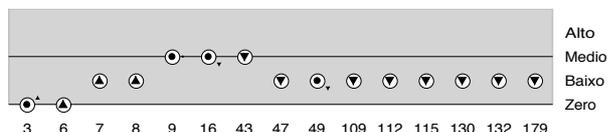
Insetos fragmentadores: Colonizacao



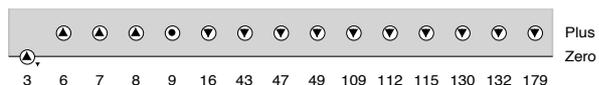
Insetos fragmentadores: Taxa de mortalidade



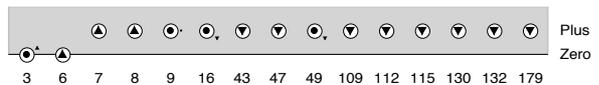
Invertebrados predadores: Biomassa



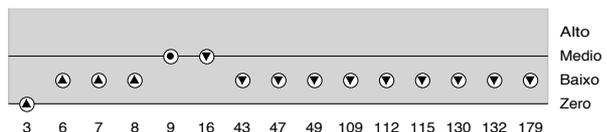
Invertebrados predadores: Colonizacao



Invertebrados predadores: Taxa de mortalidade



Peixes insetivoros: Biomassa

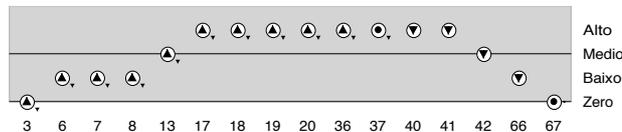


B

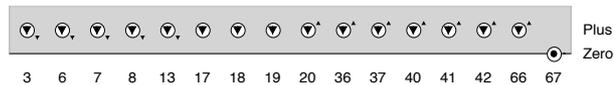
Fungos: Taxa de mortalidade



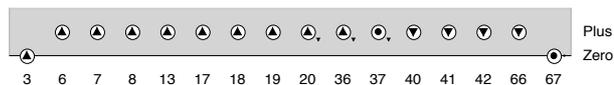
Insetos fragmentadores: Biomassa



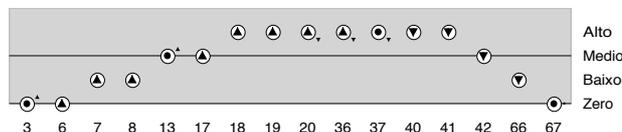
Insetos fragmentadores: Colonizacao



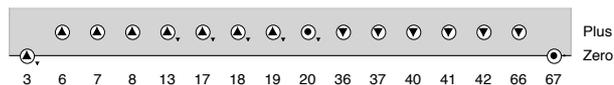
Insetos fragmentadores: Taxa de mortalidade



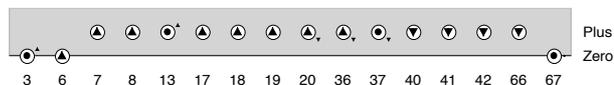
Invertebrados predadores: Biomassa



Invertebrados predadores: Colonizacao



Invertebrados predadores: Taxa de mortalidade



Peixes insetivoros: Biomassa

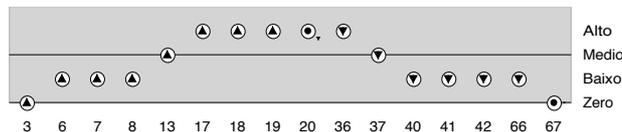


Figura 20. Diagrama da história de valores das quantidades obtido na simulação do modelo de decomposição nos cenários A) natural e B) impactado.

6. Resultados da avaliação

A avaliação dos modelos apresentados neste trabalho foi realizada por quatro especialistas em limnologia, conforme metodologia descrita na seção 3.3.1.

Os resultados obtidos nas atividades de validação dos modelos mostraram unanimidade quanto às potencialidades da modelagem como ferramenta para o ensino, ao disponibilizar representações diagramáticas sobre modelos que servem para a análise, comunicação e construção de conhecimento conceitual (Tabela III).

Tabela III. Visão geral das respostas dadas pelos especialistas

Questões	Respostas	Comentários
Adequação do modelo ao conhecimento teórico disponível.	Q1: [4:0:0:0:0] Q3: [2:2:0:0:0] Q12: [3:1:0:0:0]	Os avaliadores consideraram que o modelo está representando o conhecimento científico. Contudo, uma parte deles aponta que a incapacidade da representação no modelo de fatores para “prever o acaso” e a não inclusão no modelo de aspectos pertinentes da estruturação biótica como “o uso do recurso como habitat” prejudicam uma predição mais realista dos sistemas naturais.
Clareza na apresentação e concordância do comportamento do sistema, gerado nas simulações, com o conhecimento científico	Q2: [2:2:0:0:0] Q6: [1:3:0:0:0] Q9: [0:4:0:0:0] Q18: [3:1:0:0:0]	Apesar de concordarem quanto a clareza das representações, validade das previsões e realismo do modelo, classificados como “sólidos e usuais para a maioria dos sistemas”, onde é possível “fazer previsões conceituais válidas”, os avaliadores apontam que “a escolha arbitrária das quantidades sem que haja um critério de seleção de variáveis poderia mascarar as representações”. Além disso, segundo um dos avaliadores, a inclusão no modelo de aspectos como “o efeito da abundância dos organismos no riacho sobre a potencial colonização do detrito”, ou “a utilização do detrito apenas como habitat” poderia tornar o modelo mais apropriado para ser aplicado para diferentes ecossistemas.
Representação de relações causais.	Q7: [4:0:0:0:0] Q8: [4:0:0:0:0]	Todos os avaliadores reconheceram que as representações (entidades e espaços qualitativos) são adequados e suficientes para mostrar o comportamento do sistema. Segundo um dos avaliadores, “apesar de não abordar todos os compartimentos do sistema ecológico, as entidades mais importantes foram contempladas”.
Funcionalidade pedagógica dos modelos	Q4: [2:2:0:0:0] Q5: [2:2:0:0:0] Q11: [3:1:0:0:0] Q13: [2:2:0:0:0] Q17: [3:1:0:0:0]	Segundo os avaliadores, o potencial dos modelos na produção do conhecimento e representação é grande na promoção do conhecimento sobre os sistemas naturais. Contudo, o uso dos modelos apresentados (em LS6) em sala de aula torna-se difícil “devido a complexidade dos elementos” da modelagem. Por isso, “a aplicação didática do modelo estaria restrita a poucos alunos que possuem conhecimento específico tanto da modelagem quanto do funcionamento dos ecossistemas” e, portanto, “seria necessário uma capacitação prévia dos alunos”. Portanto, mesmo para alunos de graduação “seria necessário a utilização de modelos e representações esquemáticas menos complexos”.
Usabilidade dos modelos	Q15: [3:1:0:0:0] Q16: [1:3:0:0:0] Q19: [4:0:0:0:0]	Segundo os especialistas, os modelos e a modelagem qualitativa são ferramentas potenciais para serem utilizados em diversas áreas além da Ecologia. Um dos avaliadores acredita que a partir da modelagem é possível representar claramente os fenômenos reais, podendo ser adotado principalmente no contexto científico e para gestores. No ensino de ecologia, a <i>dinâmica de populações, competição, interações tróficas, fragmentação de habitat, nicho ecológico e ciclos biogeoquímicos</i> foram elencadas como áreas potenciais para o uso de modelos qualitativos.

Na avaliação, foi consensual entre os especialistas que o uso de modelos pode contribuir significativamente para o desenvolvimento conceitual dos temas em ecologia, bem como que os modelos apresentados promovem explicações sólidas para os principais mecanismos envolvidos na dinâmica da matéria orgânica e da decomposição foliar. As relações e elementos da modelagem escolhidos foram considerados apropriados e suficientes para mostrar os comportamentos do sistema sob diferentes condições, capturando os principais padrões observados em riachos tropicais. Segundo os especialistas, modificações futuras podem melhorar a representação da dinâmica da matéria orgânica e da decomposição a partir da inclusão de comportamentos e quantidades específicas de alguns sistemas tropicais.

De modo geral, os modelos qualitativos aqui mostrados estão bem esclarecidos em seu aspecto estrutural. Além disso, capturam conceitos complexos por meio de vocabulário simples, oferecendo ainda explicações sobre causalidade que não estão presentes nos modelos matemáticos conhecidos ou mesmo em testes empíricos.

7. Discussão

7.1 Fluxo e estrutura da biota em riachos naturais de cabeceira

Os resultados da simulação demonstram um pico na entrada de matéria orgânica alóctone no período de seca e menor entrada no período chuvoso. Em alguns estudos, as zonas ripárias são denominadas sistemas perenes, onde a vegetação não se modifica sazonalmente e a entrada de matéria orgânica é contínua e constante (Gregório *et al.* 2007, Li & Dudgeon 2011). Entretanto, a maioria dos estudos que contabilizam os principais fluxos de matéria orgânica provindos da vegetação ripária, principalmente em riachos de cabeceira do Cerrado, contradizem esses resultados, demonstrando picos significativos na entrada de matéria orgânica alóctone em períodos de seca (Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009), corroborando o resultado do modelo. Esse comportamento sugere que durante a estação seca os níveis de água disponíveis no solo fiquem abaixo de um limite que permita sustentar os processos fisiológicos da planta em sua plenitude (Nepstad *et al.* 2007).

O Modelo de Dinâmica de Matéria Orgânica mostra que a produtividade primária é fortemente influenciada por variações na cobertura da vegetação ripária, o que representa um comportamento típico encontrado em riachos de cabeceira (Bilby & Bisson 1992, Thorp & Delong 2002, Hagen *et al.* 2010). Contudo, esses resultados são inovadores ao sugerir que durante períodos chuvosos, quando a entrada de detrito alóctone é reduzida, outras fontes energéticas podem ser também importantes no ecossistema, como fontes autotróficas, como já indicado no estudo de Brito *et al.* (2006). Esse comportamento sugere que riachos tropicais de cabeceira apresentam alternâncias sazonais nas condições tróficas e que a matéria orgânica autóctone possa ter maior importância relativa para o metabolismo do sistema de cabeceira do que o esperado para esse tipo de ambiente (Thorp & Delong 2002, March & Pringle 2003, Mantel *et al.* 2004, Douglas *et al.* 2005, Brito *et al.* 2006).

A simulação com o Modelo de Decomposição Foliar mostrou que a biomassa total de invertebrados varia durante o tempo de decomposição e que uma maior abundância de invertebrados e riqueza de táxons foi encontrada nas fases intermediárias da decomposição do detrito. Apesar de o modelo não representar claramente essas variações na riqueza de espécies, devido à representação somente de grupos tróficos funcionais, a simulação é clara quando mostra a diminuição nos valores associados a esses grupos conforme o detrito é degradado, conferindo ao padrão geral da sucessão ecológica degradativa (*sensu* Begon *et al.* 2006).

Nos estados intermediários da simulação [8 → 9 → 21], foram observadas as maiores taxas de decomposição. Nessa etapa, o detrito é decomposto rapidamente por representar um recurso de melhor qualidade (e.g. pela presença de biofilme, colonização por fungos e partículas finas aderidas) para fragmentadores, coletores-catadores e raspadores, resultando em maior biomassa de invertebrados durante essa fase (Gonçalves *et al.* 2006b, 2007, Ligeiro *et al.* 2010).

A abundância dos invertebrados mudou durante o curso do processo de decomposição, mas os valores observados não demonstraram diferenças sensíveis entre os grupos. No entanto, é possível inferir que a abundância de predadores foi maior durante o período intermediário da decomposição devido à maior disponibilidade de presas nessa etapa (Ligeiro *et al.* 2010, Kominoski *et al.* 2011). O último estágio foi caracterizado pelo uso mais heterogêneo do detrito, que permitiu a colonização e coexistência de um elevado número de organismos com diferentes hábitos alimentares e requerimentos de recursos (Gonçalves *et al.* 2006). A maior quantidade de grupos funcionais ativos no modelo justamente nessa fase, quando a decomposição está mais lenta, sugere a idéia de um detrito temporariamente mais estável para os organismos e, portanto, maior riqueza de táxons, o que já foi observado por Gonçalves *et al.* (2006).

Inicialmente, o aumento na perda de massa foliar foi proporcional à colonização microbiana. Contudo, ao contrário do observado em estudos de riachos temperados (Graça 2001, Sampaio *et al.* 2001) e até mesmo em riachos tropicais (Mathuriau & Chauvet 2002, Gonçalves *et al.* 2007, Rezende *et al.* dados não publicados), em termos de abundância, as bactérias foram mais relevantes que os fungos durante o processo de decomposição como um todo. Neste trabalho, os maiores valores de bactérias nos estágios iniciais de decomposição e os maiores valores de fungos nos estágios finais sugerem que bactérias são mais relevantes no início do processo de decomposição enquanto fungos têm maior participação no final. Segundo Gonçalves *et al.* (2006), as bactérias metabolizam proteínas e açúcares simples do detrito durante as fases iniciais do processo de decomposição (lixiviação), enquanto fungos agem sobre a degradação de polissacarídeos complexos (compostos estruturais), atuando principalmente nos estágios avançados da decomposição.

Os resultados não foram conclusivos para a determinação de um taxa de invertebrado que tipifique as etapas do processamento da matéria orgânica alóctone. Contudo, os resultados claramente respondem às questões estabelecidas para os modelos, sugerindo que a composição da comunidade pode estar relacionada a sucessivas colonizações, preditas por variações no estágio de decomposição do detrito (Begon *et al.* 2006, Ligeiro *et al.* 2010). Da mesma forma, os modelos foram capazes de responder as questões estabelecidas sobre os efeitos da precipitação no fluxo de

matéria orgânica, sugerindo que a precipitação tem efeito regulador da entrada e estoque da matéria orgânica alóctone, bem como na regulação de outras fontes energéticas presentes nos riachos, como o carbono autóctone.

7.2 Efeitos do desmatamento na dinâmica de matéria orgânica e estruturação de comunidades aquáticas em riachos de cabeceira

A zona ripária não é responsável apenas pelo suprimento parcial de energia para os ambientes aquáticos, mas sustenta também importantes ligações entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Naiman *et al.* 2005). Sendo assim, impactos antropogênicos na cobertura vegetal têm efeitos adversos sobre processos naturais que sustentam riachos de cabeceira. Esses efeitos foram claros nos resultados da simulação e demonstram como a retirada da vegetação ripária pode repercutir sobre o fluxo de matéria orgânica e, conseqüentemente, na estruturação trófica da biota aquática.

Devido ao contínuo estresse gerado sobre a vegetação ripária, esta mostrou-se incapaz de se recuperar naturalmente em um curto espaço de tempo, amplificando os efeitos do desmatamento sobre a zona ripária. Essa supressão de vegetação ripária inverteu a importância relativa das fontes alóctones e autóctones de matéria orgânica, estimulando a produção primária e diminuindo as entradas de matéria orgânica terrestre, comportamento típico do metabolismo de riachos impactados (Hansmann & Phinney 1973, Stockner & Shortreed 1976, Murphy *et al.* 1981, Gregory *et al.* 1987).

A maior produção autóctone e a diminuição das entradas de recursos terrestres influenciam os níveis tróficos de consumidores dentro do riacho (Murphy e Meehan 1991). Algumas espécies que consomem fontes de energia autóctones, portanto, são beneficiadas pelo crescimento de algas, o que significa o favorecimento de espécies generalistas-oportunistas, entre as quais muitas são exóticas em sistemas de cabeceira (Lorion & Kennedy 2009, Sarmiento-Soares *et al.* 2009, 2010, Bonato 2012). Em riachos naturais, parte das espécies são especialistas tróficos (Vannote 1980). Concordando com essa observação, a simulação mostrou que a redução na disponibilidade de recursos alóctones leva à conseqüente redução das espécies.

A retirada da vegetação ripária teve conseqüências negativas sobre as taxas de crescimento, abundância e estrutura trófica da comunidade de invertebrados, o que já foi observado tanto em riachos tropicais impactados (Gregory *et al.* 1991, Chakona *et al.* 2009, Suga & Tanaka 2013), quanto temperados (Harding *et al.* 2006, Arnaiz *et al.* 2011, Chadwick *et al.* 2012). No entanto, a composição dos grupos funcionais tróficos na simulação do cenário impactado não foi diferente daquela observada no cenário natural. Angermeier & Karr (1994) observaram que a função do

ecossistema não muda necessariamente em resposta à integridade biológica. Portanto, os comportamentos semelhantes das duas simulações indica que a estruturação da comunidade pode estar relacionada a outros processos, como a sucessão ecológica degradativa do detrito (Begon *et al.* 2006), e que o alto valor de biomassa seja resultado de um processo de simplificação das comunidades. Esses resultados conferem com o observado por diversos estudos em riachos tropicais de cabeceira do Cerrado (Bezerra 2012, Gonçalves *et al.* 2012a), os quais sugerem que, devido à eliminação de competidores e aumento na amplitude de recursos disponíveis em riachos impactados, espécies generalistas, como Chironomidae e Oligochaeta, passam a super-explorar os recursos existentes e atingem elevadas biomassas em rios impactados sem vegetação.

Os modelos foram capazes de responder à questão estabelecida para os cenários impactados quanto ao efeito da retirada da vegetação ripária sobre o fluxo de matéria orgânica e a teia trófica. De maneira geral, os resultados das simulações mostram que, devido as intrincadas relações entre a zona ripária e a biota, a retirada da vegetação ripária afeta o metabolismo do riacho como um todo, afetando as principais fontes de energia do sistema, e eliminando espécies tipicamente especialistas da comunidade.

7.3 Aplicações de modelos RQ para ecossistemas de riachos

Os modelos desenvolvidos se mostraram funcionais para representar a complexidade das relações entre a vegetação ripária e a biota nos processos de dinâmica de matéria orgânica. Os modelos podem esclarecer vários aspectos para o estudo de riachos tropicais e melhorar a compreensão da cadeia causal, envolvendo fatores ambientais e as mudanças nas populações e comunidades (Salles & Bredeweg 2006a). A avaliação feita por especialistas indica que ambos os modelos apresentados neste estudo podem ser usados como ferramentas de apoio à tomada de decisões, planejamento estratégico e para fins educacionais.

O atual conjunto de cenários dos modelos são focados, principalmente, em determinar os efeitos de mudanças temporais e da integridade da vegetação ripária sobre processos fundamentais que mantêm a diversidade biológica em riachos de cabeceira. No entanto, a possibilidade de reutilização de fragmentos de modelo permite que trabalhos futuros tenham abordagens mais complexas (Salles & Bredeweg 2006a, Bredeweg *et al.* 2009a), incluindo variáveis físicas e químicas dos cursos d'água, ou outras, que representem os efeitos dos distúrbios em diferentes escalas, como em grandes rios ou lagos.

Simulando os cenários principais, o elevado número de variáveis gerou um grande número de situações ambíguas na transição entre estados. Com isso, o alto número de possíveis estados

gerados pela simulação pode dificultar a interpretação de comportamentos fundamentais do sistema, devido sobretudo a possíveis transições aleatórias (Tullos & Neumann 2006). No entanto, os modelos produzidos em um sistema de caráter aberto, ou nos quais é introduzida pouca informação que restringe possíveis comportamentos, são importantes para a representação dos sistemas naturais, pois exprimem a diversidade de possibilidades de trajetórias de comportamento que um sistema pode seguir (Bredeweg *et al.* 2009a). Entretanto, modeladores em geral preferem modelos que produzam poucos estados finais, modelos em que o nível de incerteza, que é naturalmente um artefato metodológico de modelagem, seja ponderado pela quantidade de informação contida no modelo (Tullos & Neumann 2006).

Embora a validação de modelos baseados no RQ seja reconhecidamente limitada (Guerrin & Dumas 2001), devido sobretudo ao nível de incerteza que dados qualitativos podem fornecer, o uso do RQ para a avaliação e predição ecológica não é um conceito novo (Rykiel 1989, Salles & Bredeweg 1997, Guerrin & Dumas 2001, Salles & Bredeweg 2006a, Salles *et al.* 2006a; Araújo *et al.*, 2008). Muitos estudos têm demonstrado a potencialidade dessa ferramenta na descrição e discussão de conceitos em ecologia de ecossistemas aquáticos (Salles & Bredeweg 2003a, Tullos & Neumann 2006, Salles *et al.* 2006a, Nakova *et al.* 2009, Salles & Bredeweg 2009, Zitek *et al.* 2009, Gontijo 2011) e reconhecem que a possibilidade da construção de modelos complexos a partir de uma abordagem composicional leva a um processo de validação conceitual, no qual o modelo é testado contra referências de domínio do conhecimento (Rykiel 1996, Araújo *et al.* 2008). Esses modelos oferecem ainda a vantagem de explicitar as ligações causais entre os componentes do sistema modelado. Essa característica é uma vantagem em relação aos modelos numéricos, devido sobretudo à capacidade de formulação de predições ou explicações sobre sistema respeito dos quais informações numéricas são escassas ou insuficientes para a representação dos processos ecológicos por equações matemáticas (Rykiel 1989).

Os modelos apresentados mostram diversos mecanismos de retroalimentação (feedbacks) entre os componentes do sistema. *Feedbacks* são características de sistemas auto organizados e, em geral, presentes em sistemas constituídos por um grande número de componentes (i.e. sistemas complexos). Principalmente no Modelo de Decomposição Foliar, os feedbacks são incluídos relacionando componentes bióticos e abióticos do modelo, por exemplo: *Taxa de decomposição* → *Biomassa* de detrito foliar → *Colonização* de insetos fragmentadores → *Biomassa* de insetos fragmentadores → *Colonização* de invertebrados predadores → *Biomassa* de onívoros → *Colonização* de onívoros → *Taxa de decomposição*. Embora o conceito de feedback, num sentido restrito, refira-se simplesmente ao retorno de informações do efeito para a causa de um fenômeno, seu funcionamento é caracteristicamente complexo (Thomas *et al.* 1995). Em um feedback fechado,

por exemplo, cada elemento exerce uma influência sobre a evolução de todos os elementos do circuito, incluindo em si mesmo. Portanto, um feedback constitui um poderoso mecanismo para criar estrutura e padrões em diversos sistemas físicos e biológicos (Thomas *et al.* 1995).

Considerando o cenário atual brasileiro, no qual a atividade humana tem modificado o uso do solo e nem mesmo informações básicas são disponíveis para algumas áreas mais restritas, como córregos de cabeceira, o uso de modelos permite discutir e avaliar as respostas da comunidade aquática às atividades antrópicas. Além disso, com as informações obtidas por meio das simulações é possível prever e melhorar a compreensão dos processos ecológicos nos sistemas fluviais. No campo da restauração ecológica, por exemplo, no qual predições de potenciais trajetórias são um debate fundamental e necessário, os modelos qualitativos mostram-se potencialmente promissores, oferecendo oportunidades de previsão das respostas às várias atividades antropogênicas que têm afetado os ecossistemas naturais. Segundo Tundisi (2008), a compreensão da dinâmica dos ambientes aquáticos, além de promover visões e cenários de longo prazo, pode ser uma ferramenta eficiente e estimular a gestão adequada dos ecossistemas aquáticos.

8. Considerações finais

Embora grande parte dos comportamentos gerados nas simulações com os modelos desenvolvidos no presente trabalho já tenham sido observados em dados obtidos em estudos de campo, os modelos qualitativos foram claros ao determinar padrões e fatores que determinam os fluxos de matéria orgânica e a estruturação trófica em riachos de cabeceira, bem como os efeitos do desmatamento sobre processos ecológicos no domínio do Cerrado. Além de inovador no aspecto de utilizar a modelagem qualitativa para o estudo de riachos tropicais, esse trabalho contribui para indicar potenciais relações ecológicas em riachos de cabeceira, principalmente porque não existem trabalhos sobre a região neotropical em que a relação entre a entrada e decomposição da matéria orgânica de origem alóctone em sistemas lóticos tenham sido estabelecidas, sobretudo considerando-se a comparação entre ecossistemas naturais e impactados.

Os resultados dos modelos cumpriram os objetivos para os quais foram desenvolvidos, ao sintetizar os aspectos fundamentais da dinâmica de matéria orgânica e decomposição. Permitindo comparar diferentes cenários, os modelos mostraram-se funcionais para a predição de efeitos do desmatamento sobre esses processos ecológicos, o que é de grande valor por servir como orientação geral para definir estratégias de conservação, planos de manejo e restauração ecológica de zonas ripárias. Além disso, as avaliações dos especialistas se mostraram positivas quanto ao uso desses modelos e da modelagem qualitativa no ensino de ecologia, o que agrega ainda mais valor à modelagem qualitativa, que cada vez mais tem se mostrado importante ferramenta para a ciência, sobretudo, para esclarecer mecanismos que afetam os sistemas naturais. Ao oferecer fortes evidências e corroborar por meio das simulações diversos comportamentos da dinâmica de matéria orgânica e decomposição em riachos de cabeceira, os modelos aqui estabelecidos também provam a legitimidade dos problemas teóricos discutidos nesse trabalho, assim como o potencial do uso de modelos como ferramenta para investigar tais problemas.

Referências

- Abelho, M. (2001). From litterfall to breakdown in streams: a review. *TheScientificWorld*, 1, 656–680.
- 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.
- Angermeier, P. L., & Karr, J. R. (1994). Biological Biological Integrity versus Diversity as Policy Directives Protecting biotic resources. *BioScience*, 44(10), 690–697.
- Araújo, S. C. de S., Salles, P., & Saito, C. H. (2008). A case study on qualitative model evaluation using data about river water quality. *Ecological Informatics*, 3(1), 13–25.
- Arnaiz, O. L., Wilson, A. L., Watts, R. J., & Stevens, M. M. (2011). Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research*, 26(1), 123–131.
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From Individuals to Ecosystems* (p. 752). Oxford.
- Benfield, E. F. (1997). Comparison of Litterfall Input to Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 104–108.
- Bezerra, F. de A. (2012). *Variação Temporal da Decomposição de Detritos Foliaves em Córregos de Cabeceira no Cerrado*. Universidade de Brasília.
- Bilby, R. E., & Bisson, P. A. (1992). Allochthonous versus Autochthonous Organic Matter Contributions to the Trophic Support of Fish Populations in Clear-Cut and Old-Growth Forested Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 540–551.
- Birge, E. A., & Juday, C. (1926). The Organic Content of Lake Water. *Bulletin of the United States Fish Commission*, 12, 515–519.
- Blevins, Z. W., Effert, E. L., Wahl, D. H., & Suski, C. D. (2013). Land use drives the physiological properties of a stream fish. *Ecological Indicators*, 24, 224–235.
- Bonato, K. O., Delariva, R. L., & Silva, J. C. da. (2012). Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29(1), 27–38.
- Bredeweg, B. (1992). Expertise in Qualitative Prediction of Behaviour Problem Solving Behaviour in, (Chapter 5).
- Bredeweg, B., Liem, J., Linnebank, F. E., Bühling, R., Wißner, M., Gracia, J., Salles, P., *et al.* (2010). DynaLearn: Architecture and Approach for Investigating Conceptual System Knowledge Acquisition. In V. Aleven, J. Kay, & J. Mostow (Eds.), *Intelligent Tutoring Systems* (pp. 272–274). Pittsburgh.
- Bredeweg, B., Linnebank, F. E., Bouwer, A., & Liem, J. (2009). Garp3 — Workbench for qualitative modelling and simulation. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 263–281.
- Bredeweg, B., & Salles, P. (2009). Qualitative models of ecological systems — Editorial introduction. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 261–262.

- Bredeweg, B., Salles, P., Bertels, D., Rafalowicz, J., Bouwer, A., Liem, J., Feltrini, G. M., *et al.* (2007). *Training Report on using QR for learning about Sustainable Development* (p. 128).
- Bredeweg, B., & Struss, P. (2003). Current Topics in Qualitative Reasoning. *Artificial Intelligence Magazine*, 24(4), 13–16.
- Brito, E. F., Moulton, T. P., De Souza, M. L., & Bunn, S. E. (2006). Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, 31(5), 623–633.
- Buckup, P. A., Menezes, N. A., & Ghazzi, M. S. (2007). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil* (p. 195). Rio de Janeiro: Museu Nacional.
- Bunn, S. E. (1986). Origin and Fate of Organic Matter In Australian Upland Streams. *Limnology in Australia*, 61, 277–291.
- Campbell, I. C., James, K. R., Hart, B. T., & Devereaux, A. (1992). Allochthonous coarse particulate organic material in forest and pasture reaches of two south-eastern Australian streams . II . Litter processing. *Freshwater Biology*, 27, 353–365.
- Canhoto, C., & Graça, M. A. S. (1998). Leaf retention: a comparative study between two stream categories and leaf types. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 26, 990–993.
- Carvalho, F. M. V., De Marco, P., & Ferreira, L. G. (2009). The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142(7), 1392–1403.
- Chadwick, M. A., Thiele, J. E., Huryn, A. D., Benke, A. C., & Dobberfuhl, D. R. (2012). Effects of urbanization on macroinvertebrates in tributaries of the St. Johns River, Florida, USA. *Urban Ecosystems*, 15(2), 347–365.
- Chakona, A., Phiri, C., Chinamaringa, T., & Muller, N. (2009). Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. *Aquatic Ecology*, 43(4), 1095–1106.
- Clapcott, J. E., & Barmuta, L. A. (2010). Metabolic patch dynamics in small headwater streams: exploring spatial and temporal variability in benthic processes. *Freshwater Biology*, 55, 806–824.
- Corrêa, A. C. G. (2011). *Modelos Qualitativos de Simulação sobre a Dinâmica do Plâncton em Diferentes Estados de Trofia no Lago Paranoá, DF*. Universidade de Brasília.
- Cuffney, T. F., Wallace, J. B., & Lugthart, G. J. (1990). Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology*, 23, 281–299.
- Cummins, K. W., Petersen, R. C., Howard, F. O., Wuycheck, J. C., & Holt, V. I. (1973). The Utilization of Leaf Litter by Stream Detritivores. *Ecology*, 54(2), 336–345.
- Danger, A. R., & Robson, B. J. (2004). The effects of land use on leaf-litter processing by macroinvertebrates in an Australian temperate coastal stream. *Aquatic Sciences*, 66(3), 296–304.
- Das, M., Royer, T. V., & Leff, L. G. (2007). Diversity of fungi, bacteria, and actinomycetes on leaves decomposing in a stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(3), 756–767.

- De Kleer, J., & Brown, J. S. (1984). A Qualitative Physics Based on Confluences. *Artificial Intelligence*, 24, 7–83.
- Días-Villanueva, V., & Trochine, C. (2005). The role of microorganisms in the diet of *Verger cf. limnophilus* (Trichoptera: Limnephilidae) larvae in a Patagonian Andean Temporary Pond. *Wetlands*, 25(2), 473–479.
- Diniz-Filho, J. A. F., Oliveira, G. de, Lobo, F., Ferreira, L. G., Bini, L. M., & Rangel, T. F. L. V. B. (2009). Agriculture, habitat loss and spatial patterns of human occupation in a biodiversity hotspot. *Scientia Agricola*, 66(6), 764–771.
- Dobson, Michael, & Frid, C. (2009). *Ecology of Aquatic Systems* (2nd editio., p. 368). Oxford: Oxford University Press.
- Dobson, Mike, Magana, A., Mathooko, J. M., & Ndegwa, F. K. (2002). Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? *Freshwater Biology*, 47, 909–919.
- Dodds, W. K. (2009). *Laws, Theories and Patterns in Ecology* (p. 232). University of California Press.
- Douglas, M. M., Bunn, S. E., & Davies, P. M. (2005). River and wetland food webs in Australia's wet-dry tropics: general principles and implications for management. *Marine and Freshwater Research*, 56(3), 329–342.
- Encalada, A. C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C. M., Graça, M. A. S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55(1), 1719–1733.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515.
- Fisher, S. G., & Likens, G. E. (1973). Energy Flow in Bear Brook, New Hampshire: An Integrative Approach to Stream Ecosystem Metabolism. *Ecological Monographs*, 43(4), 421–439.
- Forbus, K. D. (1984). Qualitative Process Theory. *Artificial Intelligence*, 24(1), 85–168.
- Forbus, K. D., & De Kleer, J. (1993). *Building Problem Solver*. Cambridge: MIT Press.
- França, J. S., Gregório, R. S., D'Arc de Paula, J., Gonçalves, J. F. J., Ferreira, F. A., & Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60(10), 990.
- Gessner, M. O., Chauvet, E., & Dobson, M. (1999). A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, 85(2), 377–384.
- Gonçalves, J. F. J., França, J. S., & Callisto, M. (2006). Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(6), 967–973.
- Gonçalves, J. F. J., França, J. S., Medeiros, A. O., Rosa, C. A., & Callisto, M. (2006). Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, 91(2), 164–177.
- Gonçalves, J. F. J., Graça, M. A. S., & Callisto, M. (2007). Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*, 52(8), 1440–1451.

- Gonçalves, J. F. J., Martins, R. T., Ottoni, B. M. P., & Couceiro, S. R. M. (2013). Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In N. Hamada, J. L. Nessimian, & R. Querino (Eds.), (pp. 1–41). Manaus.
- Gonçalves, J. F. J., Rezende, R. de S., Martins, N. M., & Gregório, R. S. (2012). Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37(7), 807–815.
- González, E., & Pozo, J. (1996). Longitudinal and temporal patterns of benthic coarse particulate organic matter in the Agiiera stream (northern Spain). *Aquatic Sciences*, 58(4), 355–366.
- Goulart, F. F., Salles, P., Saito, C. H., & Machado, R. B. (2013). *Agriculture , Ecosystems and Environment*. How do different agricultural management strategies affect bird communities inhabiting a savanna-forest mosaic? A qualitative reasoning approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 114–130.
- Graça, M. A. S. (2001). The Role of Invertebrates on Leaf Litter Decomposition in Streams – a Review. *International Review of Hydrobiology*, 4-5, 383–394.
- Graça, M. A. S., & Canhoto, C. (2006). Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25(1-2), 1–10.
- Gregório, R. S., Valentin, G., Ferreira, F. A., Aleixo, L. A., França, J. S., Gonçalves, J. F. J., Callisto, M., *et al.* (2007). Contribuição Foliar Alóctone de Espécies Vegetais num Córrego de 2ª Ordem na Estação Ambiental de Peti (CEMIG) - MG, 33–35.
- Gregory, S. V., Lamberti, G. A., Erman, D. C., Koski, K. V., Murphy, M. L., & Sedell, J. R. (1987). Influence of forest practices on aquatic production (pp. 233–255).
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience*, 41(8), 540–551.
- Griffith, M. B., & Perry, S. A. (1993). Colonization and processing of leaf litter by macroinvertebrate shredders in streams of contrasting pH. *Freshwater Biology*, 30(1), 93–103.
- Griffiths, N. A., Tank, J. L., Royer, T. V., Rosi-Marshall, E. J., Whiles, M. R., Chambers, C. P., Frauendorf, T. C., *et al.* (2009). Rapid Decomposition of Maize Detritus in Agricultural Headwater Streams. *Ecological Applications*, 19(1), 133–142.
- Guerrin, F., & Dumas, J. (2001). Knowledge representation and qualitative simulation of salmon redd functioning. Part II: qualitative model of redds. *Bio Systems*, 59(2), 85–108.
- Haefner, J. W. (1996). *Modeling Biological Systems: Principles and Applications* (p. 492). New York: Springer.
- Hagen, E. M., Webster, J. R., & Benfield, E. F. (2006). Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 330–343.
- Hagen, Elizabeth M., McTammany, M. E., Webster, J. R., & Benfield, E. F. (2010). Shifts in allochthonous input and autochthonous production in streams along an agricultural land-use gradient. *Hydrobiologia*, 655(1), 61–77.
- Hansmann, E. E., & Phinney, H. K. (1973). Effects of Logging on Periphyton in Coastal Streams of Oregon. *Ecology*, 54(1), 194–199.

- Harding, J. S., Claassen, K., & Evers, N. (2006). Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia*, 568(1), 391–402.
- Harrison, S. S. C., & Harris, I. T. (2002). The effects of bankside management on chalk stream invertebrate communities. *Freshwater Biology*, 47, 2233–2245.
- Henry, R., Uieda, V. S., Afonso, A. A., & Kikuchi, R. M. (1994). Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 25, 1866–1870.
- Hernandez, I. M., Gallardo, J. F., & Santa Regina, I. (1992). Dynamic of organic matter in forests subject to a Mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter production. *Acta Oecologica*, 13(1), 55–65.
- Hieber, M., & Gessner, M. O. (2002). Contribution of Stream Detritivores, Fungi, and Bacteria to Leaf Breakdown Based on Biomass Estimates. *Ecology*, 83(4), 1026–1038.
- Irons, J. G. I., Oswood, M. W., Stout, R. J., & Pringle, C. M. (1994). Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwater Biology*, 32, 401–411.
- Kominoski, J. S., Marczak, L. B., & Richardson, J. S. (2011). Riparian forest composition affects stream litter decomposition despite similar microbial and invertebrate communities. *Ecology*, 92(1), 151–9.
- Kominoski, J. S., Pringle, C. M., Ball, B. A., Bradford, M. A., Coleman, D. C., Hall, D. B., & Hunter, M. D. (2007). Nonadditive Effects of Leaf Litter Species Diversity on Breakdown Dynamics in a Detritus- Based Stream. *Ecology*, 88(5), 1167–1176.
- Kuipers, B. (1984). Commonsense Reasoning about Causality: Deriving Behavior from Structure. *Artificial Intelligence*, 24, 169–203.
- Kuipers, B. (1986). Qualitative simulation. *Artificial Intelligence*, 29(3), 289–338.
- Landeiro, V. L., Hamada, N., Godoy, B. S., & Melo, A. S. (2010). Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 649(1), 355–363.
- Lecerf, A., Patfield, D., Boiché, A., Riipinen, M. P., Chauvet, E., & Dobson, M. (2007). Stream ecosystems respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64, 1273–1283.
- Leroy, C. J., & Marks, J. C. (2006). Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51(4), 605–617.
- Li, A. O. Y., & Dudgeon, D. (2011). Leaf litter retention in tropical streams in Hong Kong. *Fundamental and Applied Limnology*, 178(2), 159–170.
- Li, A. O. Y., Ng, L. C. Y., & Dudgeon, D. (2008). Effects of leaf toughness and nitrogen content on litter breakdown and macroinvertebrates in a tropical stream. *Aquatic Sciences*, 71(1), 80–93.
- Liem, J., Beek, W., & Bredeweg, B. (2010). Differentiating Qualitative Representations into Learning Spaces. *Learning*.
- Ligeiro, R., Moretti, M. S., Gonçalves, J. F. J., & Callisto, M. (2010). What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654(1), 125–136.

- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological applications*, 19(2), 468–479.
- Mantel, S. K., Salas, M., & Dudgeon, D. (2004). Foodweb Structure in a Tropical Asian Forest Stream. *Journal of North American Benthological Society*, 23(4), 728–755.
- March, J. G., & Pringle, C. M. (2003). Food Web Structure and Basal Resource Utilization along a Tropical Island Stream Continuum, Puerto Rico. *Biotropica*, 35(1), 84–93.
- Mathuriau, C., & Chauvet, E. (2002). Breakdown of Leaf Litter in a Neotropical Stream. *Journal of North American Benthological Society*, 21(3), 384–396.
- McTammany, M. E., Benfield, E. F., & Webster, J. R. (2007). Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 532–545.
- Meyer, J. L., & Johnson, C. (1983). The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream. *Freshwater Biology*, 13, 177–183.
- Mille-Lindblom, C., & Tranvik, L. J. (2003). Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. *Microbial Ecology*, 45(2), 173–182.
- Milosevic, U., & Bredeweg, B. (2010). Qualitative Models of Global Warming Amplifiers. *Proceedings of the 24th International Workshop on Qualitative Reasoning* (Vol. 7). Portland, Oregon, USA.
- Moulton, T. P., Magalhães-Fraga, S. A. P., Brito, E. F., & Barbosa, F. A. (2010). Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia*, 638(1), 55–66.
- Mulholland, P. J., Palumbo, A. V., Elwood, J. W., & Rosemond, A. D. (1987). Effects of Acidification on Leaf Decomposition in Streams Effects of acidification on leaf decomposition in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 6(3), 147–158.
- Murphy, M. L., Hawkins, C. P., & Anderson, N. H. (1981). Effects of Canopy Modification and Accumulated Sediment on Stream Communities. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110(4), 469–478.
- Murphy, M. L., & Meehan, W. R. (1991). Stream ecosystems. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 19, 17–46.
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities* (1st editio., p. 448). Academic Press.
- Nakova, E., Linnebank, F. E., Bredeweg, B., Salles, P., & Uzunov, Y. (2009). The river Mesta case study: A qualitative model of dissolved oxygen in aquatic ecosystems. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 339–357.
- Nepstad, D. C., Tohver, I. M., Ray, D., Moutinho, P., & Cardinot, G. (2007). Mortality of Large Trees and Lianas following Experimental Drought in an Amazon Forest. *Ecology*, 88(9), 2259–2269.
- Neto, W. N. (2005). *Universidade de Brasília*. Universidade de Brasília.
- Noble, R. A. A., Bredeweg, B., Linnebank, F. E., Salles, P., & Cowx, I. G. (2009). A qualitative model of limiting factors for a salmon life cycle in the context of river rehabilitation. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 299–319.

- O'Connell, M., & Yallop, M. (2002). Research needs in relation to the conservation of biodiversity in the UK. *Biological Conservation*, 103(2), 115–123.
- Pascoal, C., Cássio, F., Marcotegui, A., Sanz, B., & Gomes, P. (2005). Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *Journal of the No*, 24(4), 784–797.
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the Urban Landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365.
- Paul, M. J., Meyer, J. L., & Couch, C. A. (2006). Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biology*, 51(9), 1684–1695.
- Petersen, R. C., Cummins, K. W., & Ward, G. M. (1989). Microbial and Animal Processing of Detritus in a Woodland Stream. *Ecological Monographs*, 59(1), 21–39.
- Pivello, V. R., & Coutinho, L. M. (1996). A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. *Forest Ecology and Management*, 87(1), 127–138.
- Quinn, J. M., Burrell, G. P., & Parkyn, S. M. (2000). Influences of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake by litter in a Waikato, New Zealand, pasture stream and streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(2), 253–271.
- Ramos, H. A. C. (2010). Modelos qualitativos para investigar o ciclo de vida e a influência de atividades antrópicas sobre os biótopos de Pirá-Brasília - *Simpsonichtys boitonei* - em Brasília, DF Modelos qualitativos para investigar o ciclo de vida e a influência de atividades a.
- Rezende, R. de S., Gonçalves, J. F. J., & Medeiros, A. O. (n.d.). Temporal effects on functioning of allochthonous organic matter in the tropical stream.
- Rykiel, E. J. J. (1989). Artificial intelligence Expert systems in Ecology and natural Resource Management. *Ecological Modelling*, 46, 3–8.
- Rykiel, E. J. J. (1996). Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90, 229–244.
- Sá, I. G. de. (2011). *O uso de modelos de raciocínio qualitativo para investigar a teoria e a dinâmica de metapopulações*. Universidade de Brasília.
- Salles, P., & Bredeweg, B. (1997). Building Qualitative Models in Ecology. In L. Iroli (Ed.), *Proceedings of the 11th International workshop on Qualitative Reasoning (QR97)* (pp. 154–164). Italy.
- Salles, P., & Bredeweg, B. (2003). Qualitative reasoning about Population and Community Ecology. *Artificial Intelligence Magazine*, 24(4), 77–90.
- Salles, P., & Bredeweg, B. (2006). Modelling population and community dynamics with qualitative reasoning. *Ecological Modelling*, 195(1-2), 114–128.
- Salles, P., & Bredeweg, B. (2009). A qualitative model of Riacho Fundo (DF, Brazil) water basin sustainability. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 320–338.
- Salles, P., Bredeweg, B., & Araújo, S. C. de S. (2006). Qualitative models about stream ecosystem recovery: Exploratory studies. *Ecological Modelling*, 194(1-3), 80–89.

- Sampaio, A., Cortes, R., & Leão, C. (2001). Invertebrate and Microbial Colonisation in Native and Exotic Leaf Litter Species in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*, 86(4-5), 527–540.
- Sano, E. E., Rosa, R., Luís, J., Brito, S., & Ferreira, G. (2008). Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43(1), 153–156.
- Sarmiento-Soares, L. M., Mazzoni, R., & Martins-Pinheiro, R. F. (2009). A fauna de peixes na bacia do Rio Jucuruçu, leste de Minas Gerais e extremo Sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2), 193–207.
- Sarmiento-Soares, L. M., Mazzoni, R., & Martins-Pinheiro, R. F. (2010). A fauna de peixes na bacia do Rio Itanhém, leste de Minas Gerais e extremo Sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1), 47–61.
- Scarsbrook, M. R., & Halliday, J. (1999). Transition from pasture to native forest land - use along stream continua : Effects on stream ecosystems and implications for restoration. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33(2), 293–310.
- Schofield, K. A., Pringle, C. M., & Meyer, J. L. (2004). Effects of increased bedload on algal- and detrital-based stream food webs: Experimental manipulation of sediment and macroconsumers. *Limnology and Oceanography*, 49(4), 900–909.
- Schwarz, C. V., & White, B. Y. (2005). Metamodeling Knowledge: Developing Students' Understanding of Scientific Modeling. *Cognition and Instruction*, 23(2), 165–205.
- Silva, L. C. R., Sternberg, L., Haridasan, M., Hoffmann, W. a., Miralles-Wilhelm, F., & Franco, A. C. (2008). Expansion of gallery forests into central Brazilian savannas. *Global Change Biology*, 14(9), 2108–2118.
- Sponseller, R. A., & Benfield, E. F. (2001). Influences of land use breakdown in southern Appalachian headwater streams: a multiple-scale analysis. *Journal of the North American Benthological Society*, 20(1), 44–59.
- Stocknen, J. G., & Shortreed, K. R. S. (1976). Autotrophic Production in Carnation Creek, a Coastal Rainforest Stream on Vancouver Island. British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33, 1976.
- Struss, P. (1997). Model-based and qualitative reasoning : An introduction. *Annals of Mathematics and Artificial Intelligence*, 19, 355–381.
- Suberkropp, K. (1998). Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes. *Mycological research*, 102(8), 998–1002.
- Suga, C. M., & Tanaka, M. O. (2013). Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia*, 703(1), 203–213.
- Sutherland, W. J., Freckleton, R. P., Godfray, H. C. J., Beissinger, S. R., Benton, T., Cameron, D. D., Carmel, Y., et al. (2013). Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*, 101, 58–67.
- Taiz, L., & Zeiger, E. (2009). *Fisiologia vegetal* (4th editio., p. 819). Porto Alegre: Artmed.
- Tank, J. L., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekin, S. A., & Stephen, M. L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of North American Benthological Society*, 29(1), 118–146.

- Thomas, R., Thieffry, D. & Kaufman, M. (1995). Dynamical behaviour of biological regulatory networks - I. Biological role of feedback loops and practical use of the concept of the loop-characteristic state. *Bulletin of Mathematical Biology*, 57(2), 247–276.
- Thorp, J. H., & DeLong, M. D. (2002). Dominance of Autochthonous Autotrophic Carbon in Food Webs of Heterotrophic Rivers. *Oikos*, 96(3), 543–550.
- Tullos, D. D., & Neumann, M. (2006). A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic activities in the watershed on benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Modelling*, 196(1-2), 209–220.
- Wallace, J. B., Whiles, M. R., Eggert, S. L., Cuffney, T. F., Lughart, G. J., & Chung, K. (1995). Long-Term Dynamics of Coarse Particulate Organic Matter in Three Appalachian Mountain Streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 14(2), 217–232.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., & Ladson, A. R. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 690–705.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, Peter M., & Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of North American Benthological Society*, 24(3), 706–723.
- Wantzen, K. M., & Wagner, R. (2006). Detritus processing by shredders: a tropical-temperate comparison. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 214–230.
- Webster, J. R., & Benfield, E. F. (1986). Vascular Plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 567–594.
- Webster, J. R., & Waide, J. B. (1982). Effects of forest clearcutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology*, 12, 331–344.
- Webster, J. R., Wallace, J. B., & Benfield, E. F. (1995). Organic processes in streams of the eastern United States. In C. E. Cushing, K. W. Cummins, & G. W. Minshall (Eds.), *Ecosystems of the World: River and Stream Ecosystems* (pp. 117–187). Amsterdam.
- Weld, D., & De Kleer, J. (1990). *Readings in Qualitative Reasoning about Physical Systems*. San Mateo: Morgan Kaufmann.
- Wenger, S. J., Roy, A. H., Jackson, C. R., Bernhardt, E. S., Carter, T. L., Filoso, S., Gibson, C. A., *et al.* (2009). Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 1080–1098.
- Wieder, R. K., & Wright, S. J. (1995). Tropical Forest Litter Dynamics and Dry Season Irrigation on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 76(6), 1971–1979.
- Wißner, M., Beek, W., Lozano, E., Mehlmann, G., Linnebank, F. E., Liem, J., Markus, H., *et al.* (2012). Increasing Learners' Motivation through Pedagogical Agents: The Cast of Virtual Characters in the DynaLearn ILE. In M. Beer, C. Brom, F. Dygnum, & V.-W. Soo (Eds.), *Agents for Educational Games and Simulations* (pp. 151–165). Taiwan.
- Zitek, A., Schmutz, S., Preis, S., Salles, P., Bredeweg, B., & Muhar, S. (2009). Evaluating the potential of qualitative reasoning models to contribute to sustainable catchment management. *Ecological Informatics*, 4(5-6), 381–395.

Zuanon, J., Mendonça, F. P., Espírito Santo, H. M. V., Dias, M. S., Galuch, A. V., & Akama, A. (2010). *Guia de Peixes da Reserva Adolpho Ducke - Amazônia Central* (Attema., p. 316). Manaus.

Apêndice

QUESTIONÁRIO DE AVALIAÇÃO GERAL

AVALIAÇÃO DO MODELO SOBRE DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA E DECOMPOSIÇÃO EM RIACHOS DE CABECEIRA

(Projeto integrante da dissertação de mestrado do aluno Gustavo Figueiredo Marques Leite)

Prezado colega, grato pela sua disponibilidade em avaliar os modelos qualitativos sobre a influência de atividades antrópicas em processos ecológicos em zonas ripárias. Estes modelos são produto de minha dissertação de mestrado, desenvolvida junto ao Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. O objetivo principal é a construção de modelos qualitativos de simulação, que contribuam para aumentar a compreensão e sintetizar aspectos fundamentais da dinâmica de matéria orgânica e sucessão ecológica degradativa por meio de modelos qualitativos, de acordo a literatura e estudos correntes sobre o tema, bem como avaliar os efeitos da retirada da vegetação ripária sobre os fluxos de matéria orgânica e organização da teia trófica em riachos de cabeceira.

Procuramos colocar perguntas simples, que requerem respostas diretas, para obter suas opiniões sobre aspectos do uso de modelos qualitativos no ensino de processos ecológicos e gestão de ecossistemas aquáticos. Ao responder o questionário especifique seu nível de concordância as afirmações, segundo a escala Likert abaixo, e acrescente comentários sempre que julgar necessário. Suas respostas serão de grande valor para o trabalho!



Identificação do avaliador: _____

Ocupação: _____

Questões sobre o modelo.

1. O modelo está de acordo com as teorias e entendimentos disponíveis sobre o funcionamento de sistemas ripários.

Concordo completamente

Concordo parcialmente

Neutro

Discordo parcialmente

Discordo completamente

2. O modelo produziu representações qualitativas claras dos fenômenos mais relevantes.

Concordo completamente

Concordo parcialmente

Neutro

Discordo parcialmente

Discordo completamente

3. Os conceitos representados no modelo são justificados por conhecimento científico.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
 Em caso de discordância, favor esclarecer quais são os conceitos que precisam ser revistos.
-
-
4. Eu usaria esses modelos para ensinar alunos de graduação sobre processos ecológicos em zonas ripárias.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
-
-
5. Os elementos do modelo ajudam a evidenciar os principais processos envolvidos na dinâmica de matéria orgânica e decomposição.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
-
-
6. Os modelos qualitativos apresentados permitem fazer previsões conceituais válidas sobre a dinâmica de matéria orgânica e decomposição.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
-
-
7. As entidades mostradas são suficientes para representar os processos aos quais o modelo se propôs.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
-
-
8. Os espaços quantitativos estão detalhados o suficiente para mostrar o comportamento do sistema (para estudantes/especialistas).
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
-
-
9. O comportamento na simulação dos cenários representa o comportamento do sistema real.
 Concordo completamente | Concordo parcialmente | Neutro | Discordo parcialmente | Discordo completamente
 Em caso de discordância, favor esclarecer quais são as simulações que não representam fenômenos conhecidos.
-
-
10. Quais são os detalhes que você melhoraria na implementação desses modelos?
-
-
-
-
-
-
-
-
-
-
-
-

Questões sobre a modelagem

11. O Raciocínio Qualitativo e o DynaLearn podem servir como uma ferramentas adequadas para promover o entendimento de relações causais entre fatores, observadas em sistemas ecológicos complexos e em problemas ambientais.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
- Em caso de discordância, favor esclarecer quais são as relações causais e/ou sistemas que não poderiam, em sua opinião, ser representados adequadamente.
-
12. Os modelos qualitativos podem ser usados para comparar diferentes premissas teóricas encontradas em diferentes visões sobre a ecologia de zonas ripárias.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
-
13. Os modelos qualitativos podem ser usados frequentemente em sala de aula como ferramenta de aprendizagem, facilitando a compreensão dos conceitos apresentados.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
- Em caso de discordância, favor esclarecer que comparações de premissas teóricas não poderiam ser abordadas pela modelagem qualitativa.
-
14. O modelo pode ser usado em outros contextos, além do aprendizado sobre Ecologia.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
- Em caso de discordância, favor esclarecer em que situações as limitações apresentadas por modelos qualitativos impediriam que fossem utilizados.
-
15. A abordagem do Raciocínio Qualitativo permite uma representação clara dos fenômenos reais.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
-
16. Os modelos qualitativos favorecem o desenvolvimento de uma visão do sistêmica dos processos ecológico.
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
-
17. Modelos qualitativos favorecem a compreensão de mecanismos importantes para o equilíbrio dos sistema ecológicos, tais como a retroalimentação (ou *feedback*).
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
-
18. A abordagem apresentada nos modelos analisados poderia ser aplicada a outras áreas da ecologia. Em caso de concordância, favor citar qual / quais área(s).
- | | | | | |
|---|--|---------------------------------|--|---|
| <input type="checkbox"/> Concordo completamente | <input type="checkbox"/> Concordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Neutro | <input type="checkbox"/> Discordo parcialmente | <input type="checkbox"/> Discordo completamente |
|---|--|---------------------------------|--|---|
-

19. Que dificuldades você antevê para a utilização da modelagem qualitativa em aulas de ecologia para alunos de graduação?

Grato pela ajuda!

CAPÍTULO II

EFEITO DA RETIRADA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA NA ASSEMBLÉIA DE PEIXES EM RIACHOS DE CABECEIRA NO CERRADO

G. F. M. Leite, F. Turiel, J. F. J. Gonçalves & P. Salles

Efeito da retirada da vegetação ripária na assembléia de peixes em riachos de cabeceira no Cerrado

Resumo

A vegetação ripária exerce papel crítico na manutenção dos ecossistemas aquáticos e na conservação da fauna íctia em riachos de cabeceira. Dada a importância dessas relações entre a zona ripária e a biota aquática e a carência de trabalhos para a região neotropical em que os efeitos da integridade da vegetação ripária tenham sido relacionados a assembléia de peixes, este trabalho teve como objetivo investigar o efeito da retirada da vegetação ripária na assembléia de peixes em riachos de cabeceira no Cerrado. As coletas foram realizadas em cinco trechos de riachos de cabeceira no Distrito Federal durante o período de seca (junho a agosto/2011) e chuvoso (janeiro a março/2012). Três dos trechos onde o estudo foi conduzido (FAL, IBGE e JBB) estão em áreas de proteção, e dois (CT e CP) são caracterizados pela vegetação ripária extensamente degradada. Foi capturado um total de 830 indivíduos, correspondendo a nove espécies, com predomínio da ordem Characiformes. A estrutura da comunidade se diferenciou em função da integridade do trecho, sendo os trechos de vegetação preservada tipificados principalmente por *Astyanax* sp. e os trechos impactados por *Astyanax rivularis* e *Phalloceros harpagos*. A estrutura das assembléias não respondeu às variações temporais. A avaliação da dieta dos peixes (358 estômagos) mostrou o consumo de 35 tipos de itens alimentares. Itens alóctones representaram 47% do total de estômagos analisados, seguido por itens de origem indeterminada (29%) e autóctones (23%). *Astyanax* sp. e *A. rivularis* mostraram evidências de variação temporal na dieta. Duas guildas tróficas foram identificadas entre as espécies: detritívoros e onívoros. A plasticidade na dieta foi a característica mais marcante nas espécies analisadas, demonstrando a capacidade dos peixes de se adaptar em meio às alterações no ecossistema. Riachos com vegetação ripária impactada apresentaram diferenças na estrutura da comunidade e dieta dos peixes. Os resultados sugerem uma forte dependência das espécies à entrada de matéria orgânica alóctone. Portanto, alterações na estrutura e composição da vegetação ripária afetam diretamente as condições ambientais e podem ter sérios impactos nas assembléias de peixes, o que destaca a necessidade de conservação dos ecossistemas ripários.

Palavras-chave: Zona ripária, riachos de cabeceira, peixes do Cerrado

Effect of the riparian vegetation loss in the fish assemblages on Cerrado headwater stream

Abstract

The riparian vegetation plays a critical role both in the aquatic ecosystems maintenance and conservation of the fish biota in headwater stream. Given the importance of those relationships between riparian zone and aquatic biota and the scarce of studies covering the neotropical region, where the effects of the riparian vegetation integrity have been related to fish assemblages, the aim of this study was to investigate the relationship between the riparian vegetation integrity and fish assemblages in headwater streams of the Brazilian Cerrado. The sampling were done in five stretches of headwater streams in the Distrito Federal during the dry season (June to August/2011) and rainy season (January to March/2012). Three of the five stretches (FAL, IBGE and JBB) are located in Environmental Protection Areas (APA, in Portuguese), and two (CT and CP) have their riparian vegetation widely degraded. A total of 830 individuals were collected, corresponding to nine species, with predominance of the order Characiformes. The community structure differed in function of the stretch integrity, where the protected streams were typified mostly for *Astyanax* sp. and degraded streams for *Astyanax rivularis* and *Phalloceros harpagos*. The assemblage structures did not respond to temporal variations. The fish diet evaluation (358 stomachs) showed a consumption of 35 types of alimentary items. Allochthonous items represented 47% of the analyzed stomachs, followed by unknown origin items (29%) and autochthonous items (23%). *Astyanax* sp. and *A. rivularis* showed evidences of temporal variation in their diets, with increase in the consumption of allochthonous items and decrease of autochthonous items during the dry season. Two trophic guilds were identified among the species: detritivores and omnivorous. The diet plasticity was the most outstanding feature in the analyzed species, a proof of the fish capacity in adaptation when the ecosystem presents changes. The vegetation removal or fragmentation appears to affect both fish community structure and diet differentiation according to the environment integrity. The results suggest a strong dependence of the species to the allochthonous organic matter. Therefore, changes in the riparian vegetation structure and composition affect directly the environmental conditions and may have serious impacts in fish assemblages, what points out the need for riparian ecosystem conservation.

Key-words: Riparian zone, headwater stream, fish

1. Introdução

Zonas ripárias são áreas de interação biológica, física e química entre os ecossistemas terrestre e aquático (Naiman *et al.* 2005). Esses ambientes são tipificados pela elevada diversidade de processos ambientais que atuam na regulação dos ecossistemas ripários, principalmente em riachos de cabeceira (Francis 2006, Gonçalves *et al.* 2006, Richardson *et al.* 2007, Dudgeon 2008, França *et al.* 2009). A importância da zona ripária para os ecossistemas aquáticos é reconhecida, principalmente em latitudes temperadas (Naiman *et al.* 2005, Braga *et al.* 2012). Sua importância perpassa pela participação no fluxo de matéria orgânica alóctone e nutrientes para os cursos d'água, bem como na provisão de sombra, regulação da produção primária e estabilidade termal dos cursos d'água (Vannote *et al.* 1980).

Dado o número e importância de ligações entre a vegetação ripária e o sistema lótico, não é surpresa que variações temporais e espaciais na composição e características de assembléias de peixes (i.e. riqueza de espécies, abundância, biomassa, dieta) estejam ligadas a variações na cobertura vegetal ou que a comunidade íctia seja adversamente afetada pela degradação ou recuperação da zona ripária (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007, Lorion & Kennedy 2009, Sarmento-Soares *et al.* 2009, 2010, Bonato *et al.* 2012, Ferreira *et al.* 2012b). Os mecanismos pelos quais tais relações surgem são difíceis de determinar, devido à natureza multifatorial e inter-relacionada das ligações entre peixes de água doce e zona ripária.

Apesar do pouco conhecimento da complexidade das interações entre peixes e a zona ripária em ecossistemas de cabeceira, a degradação da vegetação ripária, devido a mudanças no uso do solo, é constantemente referenciada nos estudos como determinante na seleção da biota de riachos (Casatti *et al.* 2009, Rocha *et al.* 2009, Dias & Tejerina-Garro 2010, Ferreira *et al.* 2012b). Esse fenômeno tem sido solidamente demonstrado em regiões temperadas (Gowns *et al.* 2003, Bonada *et al.* 2008), mas informações não estão disponíveis para riachos tropicais (Bojsen & Barriga 2002; Casatti *et al.* 2009b). Esses dados demonstram que qualquer perturbação, como um processo de fragmentação florestal, pode gerar alterações na estrutura de habitats nos sistemas aquáticos e causar variações na composição do material alóctone, na disponibilidade de habitats e de itens alimentares (Bojsen & Barriga 2002, Lorion & Kennedy 2009, Dias & Tejerina-Garro 2010, Ferreira 2010, Ferreira *et al.* 2012b).

Estas modificações têm sido observadas em cursos d'água que drenam o Cerrado brasileiro (um dos *hot spots* globais de biodiversidade, *sensu* Myers *et al.* 2000), onde estima-se que mais de 50% da cobertura vegetal tenha sido convertida ou fragmentada pelo desmatamento e expansão das fronteiras agrícolas (Klink & Machado 2005, Sano *et al.* 2008). Essas atividades têm contribuído

para a introdução e translocação de espécies, deterioração da qualidade da água, degradação e fragmentação desses habitats, resultando na diminuição de espécies, incluindo peixes (Tejerina-Garro 2008, Lorion & Kennedy 2009, Ferreira *et al.* 2012b). Esse cenário também representa uma oportunidade de investigar a resposta de assembléias de peixes a degradação ambiental, e com isso avaliar os efeitos da redução da cobertura vegetal sobre a estrutura e organização trófica das comunidades aquáticas. Com isso, é possível expandir o conhecimento da ecologia de peixes em riachos, o que representa uma importante etapa direcionada ao entendimento das relações entre peixes e seus habitats, elucidando e direcionando futuras estratégias para sua conservação de maneira integrada à preservação dos ambientes ripários.

Este estudo foi norteado pela seguinte hipótese: *a integridade da zona ripária, medida pela composição da vegetação ripária nas cabeceiras das bacias hidrográficas, atua na seleção da biota em riachos de cabeceira, interferindo nos padrões de composição, estrutura e dieta da assembléia de peixes.* Assim, espera-se demonstrar o efeito preponderante da vegetação marginal sob a biota, predizendo que *i)* a composição taxonômica será diferente entre trechos preservados e degradados, onde riachos antropizados serão dominados por espécies com menores requerimentos de hábitat (onívoros generalistas), enquanto que riachos naturais serão tipificados por peixes especialistas (herbívoros, invertívoros, detritívoros), *ii)* a sazonalidade terá efeito evidente em riachos com vegetação ripária degradada e *iii)* será possível diferenciar o comportamento alimentar das espécies de acordo com a integridade do riacho, onde itens autóctones serão mais consumidos em riachos antropizados e alóctones em riachos naturais. Considerando a lacuna no conhecimento acerca de assembléias de peixes em riachos, o presente estudo teve o objetivo de investigar a relação entre a integridade da zona ripária e a assembléia de peixes em riachos de cabeceira no Cerrado.

2. Material e Métodos

O estudo foi conduzido em cinco riachos de terceira ordem no Distrito Federal (Figura 1). Três desses estão inseridos na Área de Proteção Ambiental (APA) do Gama e Cabeça-de-Veado (pontos 1, 2 e 3, Figura 1) e dois em fazendas particulares com vegetação ripária extensamente degradada devido sobretudo as condições favoráveis do solo para a agricultura (pontos 4 e 5): 1) Córrego Capetinga – Fazenda Água Limpa - UnB, 2) Córrego Roncador – Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE/RECOR, 3) Córrego Cabeça-de-Veado – Estação Ecológica do Jardim Botânico, 4) Córrego Capão Comprido – Fazenda Coité do Cerrado e 5) Córrego Jardim – Núcleo rural Tabatinga.

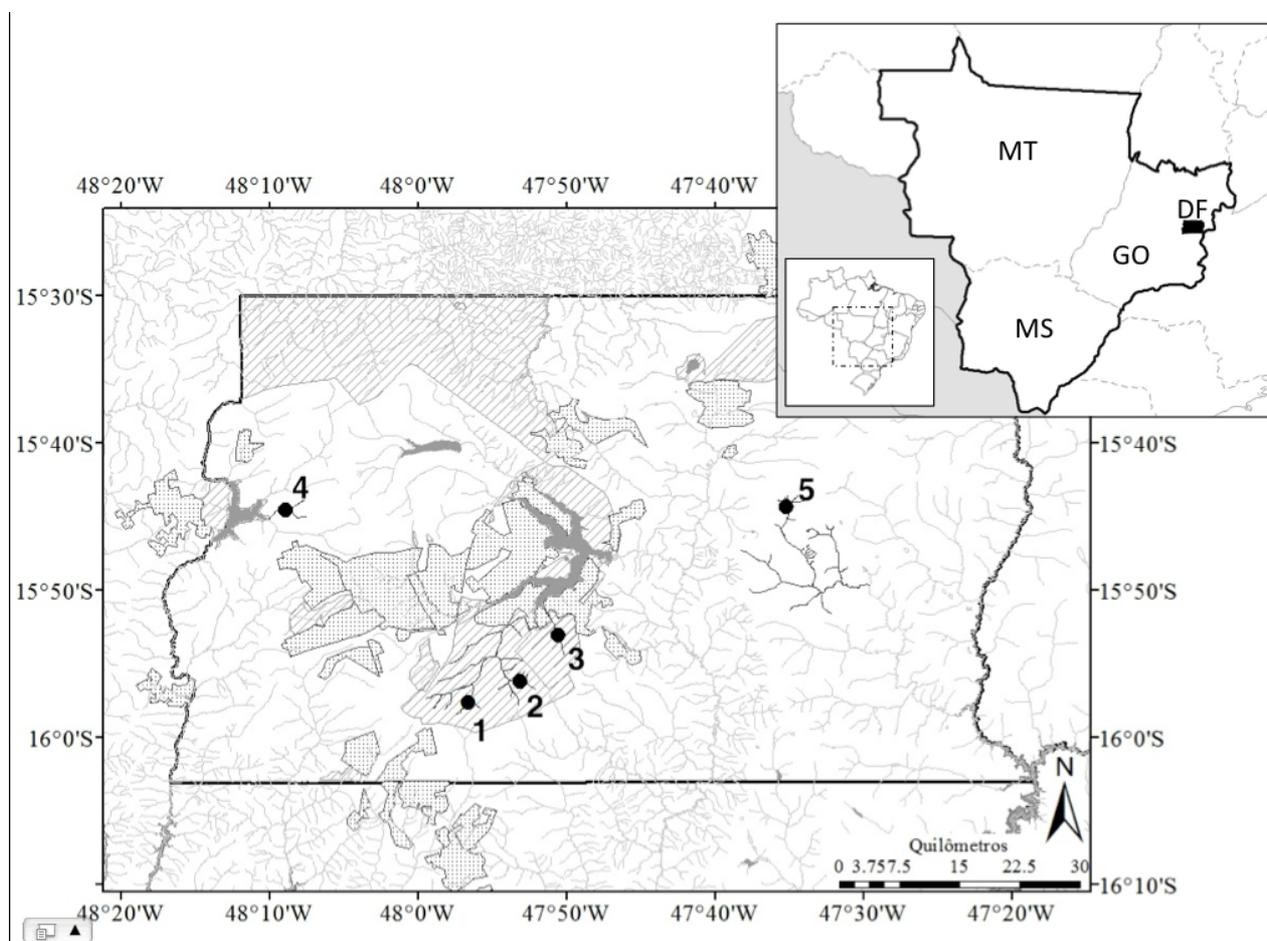


Figura 1. Localização dos trechos amostrados na APA Gama e Cabeça de Veado (1 a 3), Córrego Capão Grande (4) e Córrego Jardim (5). Perímetro urbano (área pontilhada) e unidades de conservação (linha diagonal) no Distrito Federal-DF, Centro-oeste, Brasil.

O clima na região é definido como tropical estacional ou Tropical de savana (Aw - Köppen-Geiger), com estacionalidade do regime de chuvas e duas estações bem definidas: uma quente e chuvosa (de outubro a abril) e outra fria e seca (de maio a setembro) (Silva-Júnior *et al.*, 2001). As temperaturas máximas alcançam 25°C nos períodos chuvosos (precipitação média de 197.5±60.2mm, temperatura 22.1±1.1°C) e mínima de 19°C nos períodos secos (2.5±3.5mm,

20.3±0.6°C). Em outubro inicia-se o período de chuvas que permanece até meados de abril, sendo os maiores índices pluviométricos observados durante os meses de janeiro a março. Os meses de abril e maio são marcados pelo início de um intenso período de déficit hídrico que permeia até setembro. As taxas de precipitação diminuem cerca de 86% no mês de maio, onde inicia-se a estação seca, estendendo-se até setembro.

Os riachos estudados foram selecionados pelo fácil acesso e a partir da caracterização desses trechos quanto a integridade da Área de Proteção Permanente (APP) ripária. A avaliação desse parâmetro se deu a partir de imagens de satélites analisadas em ArcGis para se obter o percentual de cobertura vegetal em uma faixa ripária de 60 x 100 m na borda de cada trecho. Essa área de referência representa o requisito atual de conservação para a zona ripária de cursos d'água perenes ou intermitentes com menos de 10 m de largura, segundo o Código Florestal Brasileiro vigente (Lei 12.651, de 25 de maio de 2012). Para confirmar as verificações obtidas por esse parâmetro, o percentual de cobertura do riacho foi obtido a partir de fotografias hemisféricas (câmera digital Nikon D5100 com lente Fisheye 10mm Sigma). A partir dos valores relativos obtidos pelos dois parâmetros os trechos foram definidos quanto a sua integridade. Trechos naturais foram definidos como aqueles cujos parâmetros foram maiores que 80% para cobertura vegetal e 90% para zona ripária. Trechos impactados foram definidos àqueles com valor do parâmetro menor do que o estabelecido para os trechos naturais (Tabela I).

Tabela I. Localização, altitude, largura, profundidade, cobertura vegetal e vegetação ripária dos riachos amostrados, DF.

Curso d'água	#Cod.	Latitude (S)	Longitude (O)	Alt. (m)	Larg. (m)	Prof. (m)	Cobertura vegetal (%)	Zona ripária (%)	Integridade
Córrego Capetinga	FAL	15°57'40.75"	47°56'38.04"	1097	3.0±0.2	0.1±0.02	86	100	Natural
Córrego Taquara	IBGE	15°56'14.41"	47°53'9.08"	1076	1.8±0.4	0.7±0.09	88	100	Natural
Ribeirão do Gama	JBB	15°53'5.55"	47°50'32.91"	1023	2.7±0.2	0.3±0.04	88	100	Natural
Córrego Capão Grande	CT	15°44'35.14"	48° 8'57.35"	1089	2.7±0.3	0.35±0.05	59	42	Impactado
Córrego Jardim	CP	15°44'19.81"	47°35'13.17"	1011	2.5±0.4	0.4±0.1	65	69	Impactado

Para padronizar as amostragens, durante a luz do dia, trechos de 100m para cada um dos riachos foram amostrados nos meses janeiro/fevereiro/março e junho/julho/agosto de 2012, os quais representam as estações chuvosa e seca, respectivamente. Devido a restrições físicas de cada trecho os peixes foram coletados a partir da combinação de redes de cerco (3x1m e 2mm de malha) e peneiras (30cm de raio e 2mm de malha) com o objetivo de explorar e capturar todos os peixes nos diferentes mesohabitats de cada trecho até que o número de exemplares tendesse a zero (Malabarba & Reis 1987). Os peixes capturados foram devidamente anestesiados em solução 4,5 mg/mL de cloridrato de lidocaína, em seguida refrigerados em caixas térmicas, fixados em solução de formalina 10% e após 48h transferidos para solução de etanol 70%. Em laboratório os peixes foram identificados, medidos biometricamente e eviscerados para a determinação alimentar. O material testemunho foi depositado na Coleção Ictiológica na Universidade de Brasília (CIUnB).

Para a detalhada caracterização dos trechos amostrais em cada período de avaliação, aspectos físicos e químicos da água foram mensurados juntamente às amostragens bióticas. As medidas realizadas foram: pH (pHmetro PHTEK®), turbidez (Turbidímetro Quimis®), condutividade elétrica (Condutivímetro marca Quimis®), oxigênio dissolvido (Jenway 970 Dissolved Oxygen Meter), temperatura (°C) e vazão. Medidas de largura (cm) e profundidade (cm), bem como velocidade de correnteza (Fluxômetro portátil Global Water, modelo FP 101) foram obtidas para a determinação da vazão.

Os estômagos removidos dos peixes foram mantidos em etanol 70% até sua análise em estereomicroscópio e microscópio óptico. A seleção dos estômagos para a análise foi determinada em função do grau de repleção do estômago (GR) que varia de 0 a 3, onde, sendo 0=vazio; 1=1-25%; 2=25-75% e 3=75-100% de enchimento do estômago. Para a identificação e quantificação da dieta aparente das espécies foram selecionados até 30 estômagos repletos de alimento ($GR \geq 2$) de indivíduos adultos para cada trecho amostral e período. A dieta foi analisada pelo método volumétrico proposto por Hyslop (1980), onde o volume do conteúdo estomacal foi mensurado através de uma placa milimetrada, obtendo-se o volume em mm^3 (Hellawell & Abel 1971). O índice de importância alimentar (IIA) foi então obtido para cada item encontrado segundo Kawakami & Vazzoler (1980) com a finalidade de evidenciar a importância relativa dos itens alimentares de cada espécie nas estações seca e chuvosa, considerando tanto a frequência de ocorrência como o volume dos itens consumidos. O conteúdo dos estômagos foi separado em grupos de itens alimentares e identificados com auxílio de chaves de identificação para insetos aquáticos (Merritt & Cummins 1996) e invertebrados terrestres (Borror & DeLong 1969).

Comparações da estrutura e composição de espécies das assembléias de peixes entre os riachos estudados quanto a integridade (natural e impactado) e estação (chuva e seca) foram feitas a partir de uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA one way). Os P-valores para os testes estatísticos (pseudo valores de F) foram baseados em 10.000 permutações dos dados brutos, rodadas a partir do método de Bonferroni e ajustadas para comparações pareadas para avaliar a consistência das diferenças observadas ao longo das estações e pontos.

Os taxa que tipificaram cada habitats e discriminaram entre os habitats foram determinados a partir de um SIMPER (Porcentagem de Similaridade) rodado em Past versão 2.15 (Hammer *et al.* 2001). Esse método avalia a contribuição de cada taxa pelos valores de similaridade de Bray-Curtis por pares de locais dentro e entre os grupos avaliados.

Para comparar a abundância e biomassa entre os períodos seco e chuvoso foi usado um teste pareado de Wilcoxon (Quinn & Keough, 2002). A influência da distancia entre os trechos

amostrados foi checada por um teste de Mantel (999 permutações aleatórias) (Legendre & Legendre, 1998) para os dados da composição da assembléia de peixes. Uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi utilizada para detectar variações na composição da assembléia de peixes ao longo do gradiente ambiental. A significância estatística da correlação entre características ambientais e variáveis bióticas extraídas da CCA foram determinadas por um teste de Monte-Carlo, baseado em 5000 permutações ($\alpha < 0.05$).

A comparação da dieta das espécies foi realizada por uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseada na similaridade de Bray-Curtis a partir dos dados do IIA dos itens da dieta de todos indivíduos de cada espécie. Os p-valores para cada agrupamento hierárquico foram obtidos através de uma técnica de reamostragem multiescala Bootstrap (9999 permutações) gerado com o pacote 'pvclust' (Suzuki & Shimodaira 2006). O *pvclust* é um pacote de R para avaliar a incerteza na análise de agrupamento hierárquico. Um p-valor de um cluster é um valor entre 0 e 1 que indica o quão forte o cluster é apoiado pelos dados. Ele fornece dois tipos de valores de p: UA (Aproximadamente Imparcial) p-valor e BP (Probabilidade de Bootstrap) valor. UA p-valor é calculado por reamostragens bootstrap e representa uma melhor aproximação imparcial do p-valor que BP valor calculado por reamostragem bootstrap normal. Foram considerados grupos somente os agrupamentos hierárquicos significativos ($p < 0.05$). Somente seis espécies possuíram quatro ou mais estômagos analisados e, portanto, foram utilizadas nas análises da dieta.

A preferência e estratégia alimentar de cada espécie foi avaliada pelo método de Costello (1990), onde os itens identificados no trato para cada espécie são representados em função de sua frequência de ocorrência (%) na dieta da espécie. As diferenças na participação da origem dos itens (autóctones, alóctones e indeterminado) com respeito ao período foram testadas a partir de um teste χ^2 para cada espécie analisada. Todas as análises foram feitas com o uso do programa estatístico R (R Development Core Team, 2011), utilizando o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2007).

3. Resultados

3.1 Estrutura e composição da ictiofauna

Um total de 830 indivíduos foram coletados (1296 g), distribuídos em três ordens, quatro famílias e nove espécies (Tabela II). Na estação chuvosa foram coletados 379 indivíduos (415 g) e na estação seca foram coletados 451 indivíduos (881 g). A ordem Characiformes foi a mais representativa com 80,2% dos indivíduos capturados pertencentes a esse táxon, seguida por Cyprinodontiformes (13,5%) e Siluriformes (6,3%) (Tabela II).

Tabela II. Ocorrência, abundância e número de estômagos analisados (entre parênteses) das espécies encontradas nos cinco trechos amostrados, em cada estação no Distrito Federal. Massa total (T) de cada espécie e para as estações seca (S), chuvosa (C) e intervalo de comprimento padrão.

Taxon	TOTAL	FAL		IBGE		JBB		CP		CT		Massa acumulada (g)			Comp. padrão (cm)	
		S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	T	S	C		
Ordem Characiformes																
Família Characidae																
<i>Astyanax</i> sp.*	474 (198)	114 (40)	226 (36)	41 (33)	23 (21)	35 (35)	35 (32)	-	-	-	-	644.7	374.2	270.2	0.9-8.3	
<i>Astyanax rivularis</i>	149 (61)	-	-	-	-	-	-	98 (30)	51 (31)	-	-	489.9	390.4	99.5	2.9-9.3	
<i>Piabina argentea</i>	49 (17)	-	-	-	-	-	-	49 (17)	0 (0)	-	-	65	65	0	2.2-5.7	
<i>Hyphessobrycon balbus</i>	4 (4)	-	-	0	4 (4)	-	-	-	-	-	-	19	0	19	4.2-6.6	
<i>Knodus moenkhausia</i>	39 (30)	-	-	-	1 (1)	-	-	-	-	17 (17)	21 (12)	39.6	21.8	17.8	2.4-4.6	
Ordem Siluriformes																
Família Heptapteridae																
<i>Rhamdia quelen</i>	1 (0)	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (0)	0 (0)	8.9	8.9	0	8.4	
Família Loricariidae																
Subfamília Hypoptopomatinae* ¹	1 (1)	-	-	-	-	-	-	1 (1)	0 (0)	-	-	1.3	1.3	0	3.7	
Subfamília Hypostominae																
<i>Hypostomus</i> sp.*	1 (1)	-	-	-	-	1 (1)	0 (0)	-	-	-	-	6.3	0	6.3	6.2	
Ordem Cyprinodontiformes																
Família Poeciliidae																
<i>Phalloceros harpagos</i>	112 (46)	-	-	-	-	-	-	95 (29)	17 (17)	-	-	21.9	19.6	2.2	0.16-3.7	

* Espécie não descrita.

¹ Gênero não descrito.

O comprimento padrão (SL) dos indivíduos capturados variou de 0,16 a 9,3 cm, com média de 3,6 cm. Aproximadamente 78% tiveram SL menor que 5 cm e somente três espécies mostraram SL maior que 8 cm. Todos os indivíduos capturados foram classificados como de tamanho pequeno. Entre as nove espécies capturadas, três ainda não são descritas, sendo que uma trata-se de um novo gênero pertencente a subfamília Hypoptopomatinae. *Astyanax* sp. foi a espécie mais abundante em ambos os períodos, representando 57% da abundância total dos indivíduos, seguido por *Astyanax rivularis* (17.9%) e *Phalloceros harpagos* (13.5%) (Tabela II). *Astyanax* sp. também mostrou a maior contribuição em biomassa total com 644.36 g (49.7%) e na estação chuvosa (65.1%), enquanto que *A. rivularis* mostrou a maior contribuição em biomassa na estação seca (44.3%). Não foram observadas diferenças significativas entre estações quanto a massa de peixes ($W=3$; $p=0.31$) e abundância das espécies ($W=6$; $p=0.81$). A comunidade não apresentou significativa dependência espacial quanto a composição da comunidade de peixes (Teste de Mantel; $r=0.45$; $p=0.14$).

A estrutura da comunidade foi espacialmente diferente, com grupos representando trechos antropizados (A) e naturais (B) diferentes em função da integridade dos trechos (PERMANOVA one-way, fator impacto, $p=0.004$, $R^2=0.44$). Os resultados da análise (SIMPER) mostraram que os trechos naturais foram tipificados principalmente por *Astyanax* sp. (43%), enquanto que os trechos impactados foram tipificados principalmente por *A. rivularis* (23%) e *P. harpagos* (18%). Essas espécies, contribuíram cumulativamente em mais de 84% para a distinção entre os trechos naturais e impactados. A composição e estrutura da comunidade foi significativamente dissimilar entre os riachos (fator trecho, $p=0.003$, $R^2=0.88$). No entanto, não foram identificadas diferenças temporais na estrutura e composição da comunidade (fator estação, $p>0.05$, $R^2=0.02$).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) mostrou que as variáveis ambientais (Tabela III) explicaram 75% da variação na abundância de espécies de peixes (41% no primeiro eixo e 34% no segundo eixo canônico). As variáveis significativamente importantes para a assembléia de peixes foram temperatura da água ($p=0.002$, $R^2=0.85$) e turbidez ($p=0.002$, $R^2=0.96$). As espécies *Astyanax* sp. e *H. balbus* mostraram melhor associação a águas mais geladas, de menor fluxo, turbidez e profundidade. Em constraste, *A. rivularis*, *P. argentae* e Hypoptopomatidae demonstraram preferência por ambientes mais profundos, com maior fluxo, temperatura e turbidez. *R. quelen*, *P. harpagos*, *Hypostomus* sp2. e *K. moenkhausii* associaram-se especialmente a trechos com maiores valores de oxigênio dissolvido e menor condutividade elétrica (exceto *Hypostomus* sp2. com maior condutividade) (Figura 2).

Tabela III. Caracterização física e química da água dos locais de amostragem e estações no Distrito Federal. Riachos naturais: FAL - Córrego Capetinga, IBGE - Córrego Roncador, JBB - Córrego Cabeça-de-Veados; Riachos impactados: CP - Córrego Capão Comprido, CT - Córrego Jardim; Estações: seca (S) e chuvosa (C).

Cursos d'água	Temp (°C)		Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)		pH		OD (mg/L)		Turb (NTU)		Prof (m)		Fluxo (m/s)	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
FAL	17.9±1.4	17.8±0.9	5.6±2.8	11.5±4.4	6.4±0.5	6.5±1.1	7.3±1.8	7.8±0.8	3.2±1.2	4.4±2.3	0.1±0.0	0.2±0.1	0.2±0.1	0.5±0.4
IBGE	19.3±1.0	18.5±0.3	9.1±2.5	11.6±3.2	5.9±0.4	6.2±0.4	5.4±1.5	5.1±1.0	2.8±0.6	3.6±0.5	0.7±0.2	0.7±0.3	0.7±0.4	0.7±0.8
JBB	20.1±0.9	19.1±0.3	8.0±3.2	11.9±11.4	6.9±0.9	6.5±0.4	5.6±1.0	6.5±1.8	2.8±0.7	2.7±0.7	0.3±0.1	0.4±0.1	1.0±0.6	0.9±0.4
CP	20.4±0.8	22±0.0	8.5±1.4	9.6±1.0	6.4±0.9	7.0±0.7	6.1±2.1	7.2±0.2	10.8±5.9	18.9±10.7	0.4±0.4	0.3±0.1	1.4±1.6	0.3±0.2
CT	20.1±0.9	21.5±0.7	8.8±2.8	5.7±2.2	6.4±0.9	7.3±0.9	6.8±1.2	8.2±1.1	11.1±3.8	7.1±1.5	0.4±0.4	0.2±0.1	1.3±2.0	0.2±0.1

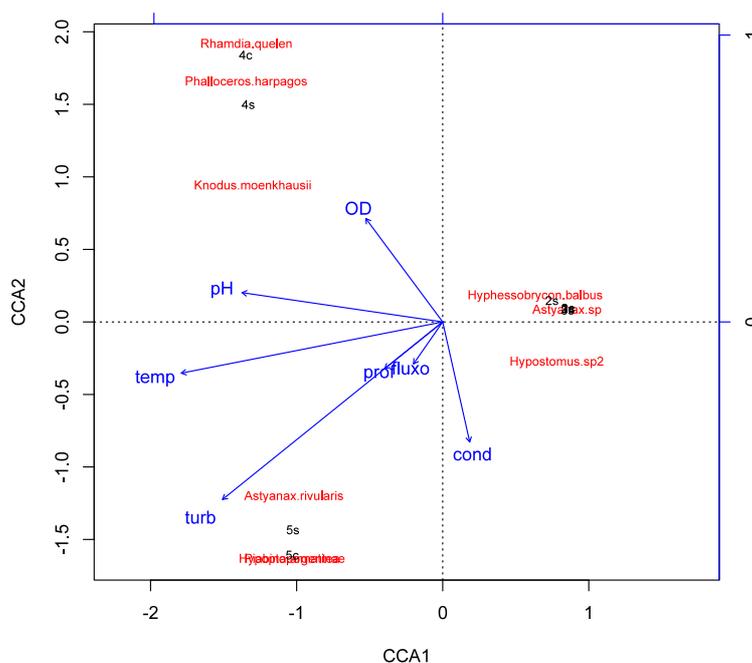


Figura 2. Gráfico dos dois principais eixos gerados a partir da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Escores das espécies e variáveis ambientais (setas) gerados a partir dos dados obtidos nas estações seca (S) e chuvosa (C) em cinco riachos de cabeceira no Distrito Federal: Riachos naturais: 1) Córrego Capetinga, 2) Córrego Roncador, 3) Córrego Cabeça-de-Veados; Riachos impactados: 4) Córrego Capão Comprido, 5) Córrego Jardim.

3.2 Análise da dieta

Foram analisados 358 estômagos, pertencentes a oito espécies capturadas. O número de estômagos analisado variou conforme cada espécie e estação, devido principalmente ao grau de repleção dos estômagos. Evitando incorrer em diferenças ontogenéticas da dieta das espécies, foi utilizado para a análise da dieta aparente somente os estômagos dos maiores indivíduos capturados de cada espécie.

Na análise dos estômagos foram encontrados 35 tipos de alimento os quais foram agrupados em dez categorias. Três das categorias são de origem autóctones, cinco são alóctones e dois de origem indeterminada. Itens alóctones representaram 47% do total de estômagos analisados, seguido por itens indeterminados (29%) e autóctones (23%) (Tabela IV). A contribuição dos itens de cada origem variou na dieta das espécies entre as estações. Essas variações foram significativas somente para *Astyanax rivularis* ($\chi^2=15.2$; $p<0.001$) e *Astyanax* sp. ($\chi^2=10.2$; $p<0.05$). Ambas espécies apresentaram aumento do consumo de material alóctone na estação seca, bem como a redução do material autóctone e indeterminado nesse período. Para as demais espécies capturadas em ambas as estações (*Phalloceros harpagos* e *Knodus moenkhausii*) não foram encontradas diferenças significativas no consumo de itens de diferentes origens (Figura 3).

Tabela IV. Índice de Importância Alimentar (IIA) dos item consumidos por *Astyanax* sp. (AstSp), *Astyanax rivularis* (AstRiv), *Hyphessobrycon balbus* (HypBal), *Knodus moenkhausii* (KnoMk), *Phalloceros harpagos* (PhaHpg), Hypoptopomatinae (Hypop) e *Hypostomus* sp. (HypSp) no Distrito Federal.

	Espécies							
	AstSp	AstRiv	HypBal	PiabArg	KnoMk	PhaHpg	Hypop	HypSp
Alóctone								
Coleoptera	1.4	3.0	-	5.7	4.3	-	-	-
Diptera	0.8	0.5	-	0.3	-	-	-	-
Formicidae	3.6	8.4	1.6	0.7	5.6	0.4	-	-
Hemiptera	2.3	4.4	-	-	0.7	-	-	-
Hymenoptera	0.8	1.4	-	0.1	0.7	-	-	-
Inseto terrestre não identificado	1.8	5.1	-	-	1.2	-	-	-
Lepdoptera	0.1	0.2	-	-	-	-	-	-
Aranae	0.2	-	-	-	0.2	-	-	-
Resto animal	22.7	20.9	5.0	10.8	22.1	3.9	80.0	-
Vegetais superiores	17.6	17.8	31.8	9.0	16.4	7.2	5.0	2.0
Semente	0.7	2.9	-	6.3	-	-	-	-
Autóctone								
Blatodae	-	-	-	0.1	-	-	-	-
Coleoptera larva	0.5	0.1	-	2.0	0.1	0.3	-	-
Diptera larva	4.3	1.4	1.1	8.9	8.2	7.1	-	-
Diptera pupa	0.4	0.3	-	1.4	0.4	-	-	-
Ephemeroptera larva	1.3	0.2	-	1.8	1.0	0.9	-	-
Inseto aquático não identificado	0.5	0.9	0.3	1.1	-	-	-	-
Lepdoptera larva	0.2	-	-	-	-	-	-	-
Odonata larva	1.7	0.2	-	5.6	1.0	-	-	-
Orthoptera larva	0.1	0.8	-	-	-	-	-	-
Plecoptera larva	0.2	-	-	1.2	0.4	0.1	-	-
Trichoptera larva	2.5	2.5	16.0	4.9	1.4	1.5	-	-
Alga filamentosa	1.1	0.1	-	0.1	-	0.6	-	-
Escama de peixe	0.1	1.3	0.4	0.1	-	1.4	-	-
Protozoário Tecameba	-	-	-	0.8	-	0.2	-	-
Acari	-	0.1	-	-	-	-	-	-
Microcrustáceo	-	-	-	-	-	0.2	-	-
Nematoda	0.3	-	-	0.4	-	0.3	-	-
Oligochaeta	0.2	-	-	0.1	0.1	-	-	-
Parasita	-	0.2	-	-	-	-	-	-
Resto de inseto aquático	9.3	6.5	25.5	15.7	4.9	12.2	-	-
Origem indeterminada								
Detrito	24.3	19.6	18.4	19.4	29.2	63.6	15.0	97.5
Sedimento	-	-	-	1.1	-	-	-	0.5
Insetos NI	1.0	1.1	-	2.5	1.9	-	-	-

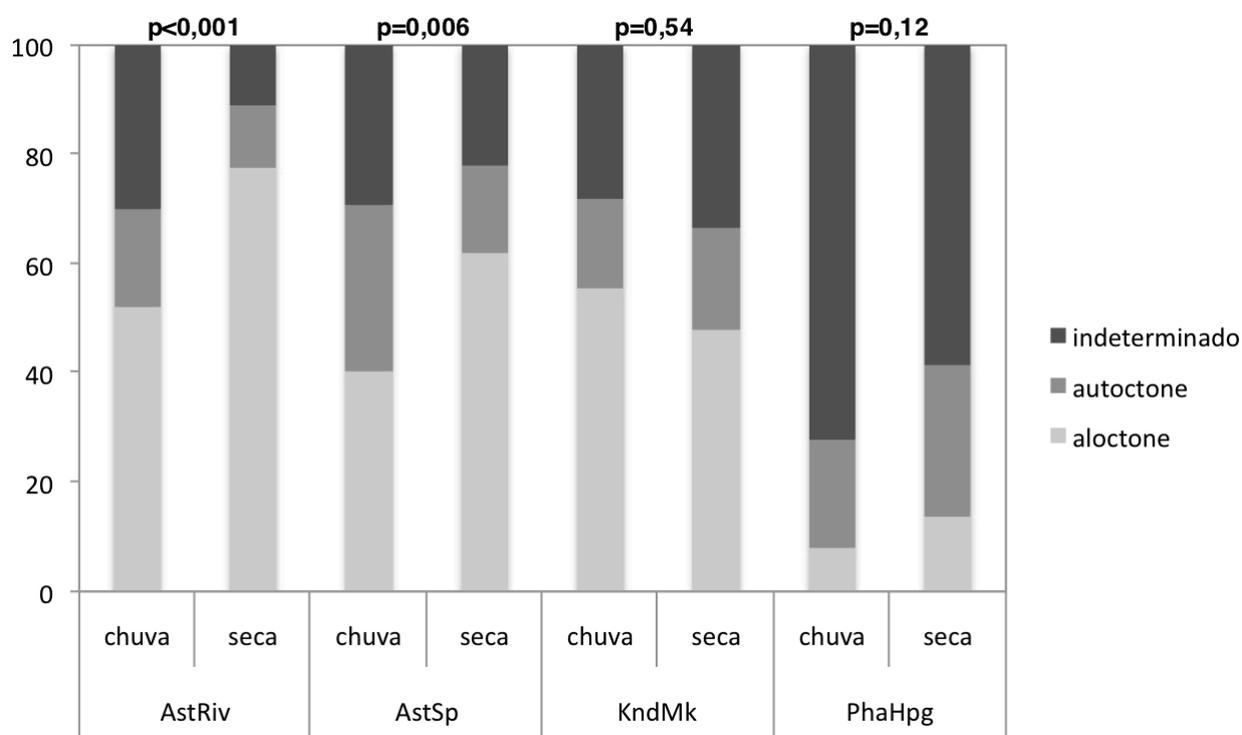


Figura 3. Proporções dos itens alimentares de origem autóctone, alóctone e de origem indeterminada em relação à estação chuvosa e seca para as espécies mais abundantes nos cinco trechos amostrados no Distrito Federal: *Astyanax rivularis* (AstRiv), *Astyanax* sp. (AstSp), *Phalloceros harpagos* (PhaHpg) e *Knodus moenkhausii* (KnoMk).

* Variação significativa.

A dieta das espécies a partir dos valores de importância alimentar (IIA) mostrou uma clara separação em dois grandes grupos (Figura 4). Estes grupos refletem a similaridade da dieta das espécies de acordo com os seus itens alimentares predominantes. Os valores obtidos a partir das permutações Bootstrap confirmaram a separação aparente do cluster em duas guildas tróficas: detritívoros (AU=100, BP=99) e onívoros (AU=99, BP=87). Essa separação significa que existem maiores diferenças na composição da dieta entre os dois grupos identificados (guildas tróficas) do que entre os indivíduos de um mesmo grupo. Não foram encontradas diferenças significativas na composição da dieta entre espécies ou estações (AU<95, BP<95).

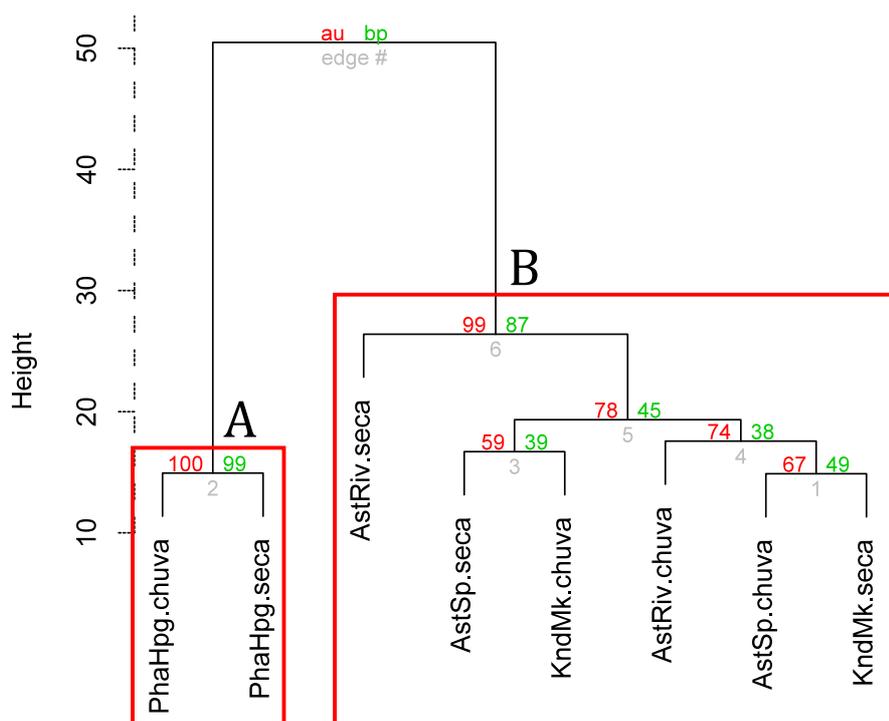
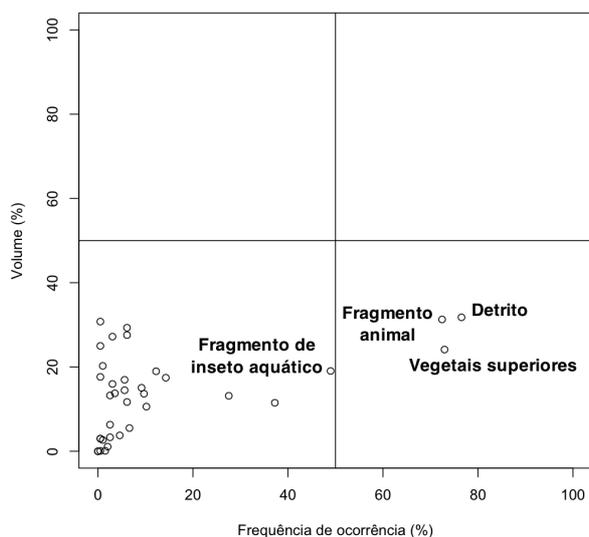


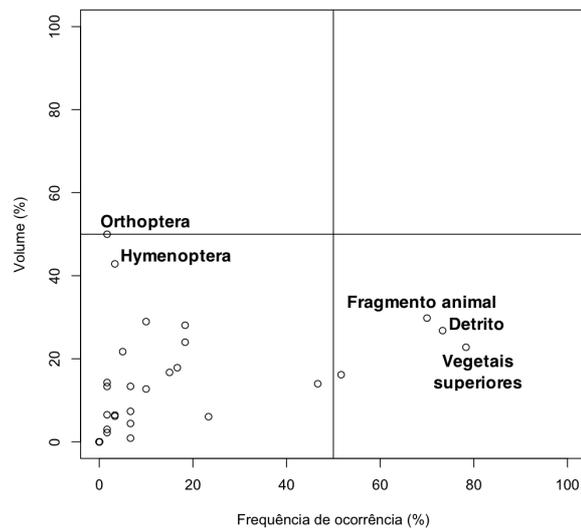
Figura 4. Análise de escalonamento multidimensional (NMDS) para a dieta das 4 espécies mais abundantes encontradas nos trechos amostrais nas estações seca e chuvosa. Indicação de dois grupos A e B. Abreviações das espécies: *Astyanax rivularis* (AstRiv), *Astyanax* sp. (AstSp), *Phalloceros harpagos* (PhaHpg) e *Knodus moenkhausii* (KnoMk).

A separação na ordenação foi corroborada pelos resultados dos gráficos de preferência alimentar (Figura 5). O grupo A (detritívoros) foi representado apenas por *P. harpagos* que apresentou detrito como item alimentar dominante, seguido por invertebrados aquáticos. As espécies *Astyanax* sp., *A. rivularis* e *K. moenkhausii* formaram o grupo de onívoros (grupo B). Suas dietas apresentaram um elevado consumo de detrito, fragmento animal e vegetais superiores, mas devido a variedade de itens consumidos, as análises não indicam preferência a qualquer categoria, podendo ocupar mais de um nível trófico. *Astyanax* sp. apesar de não ter apresentado um item mais frequente e abundante de alimento, teve uma elevada frequência de consumo de insetos em diferentes estágios de desenvolvimento, podendo caracterizar uma tendência da espécie à invertivoria. A mesma tendência de consumo não foi verificada para *A. rivularis* ou *K. moenkhausii*.

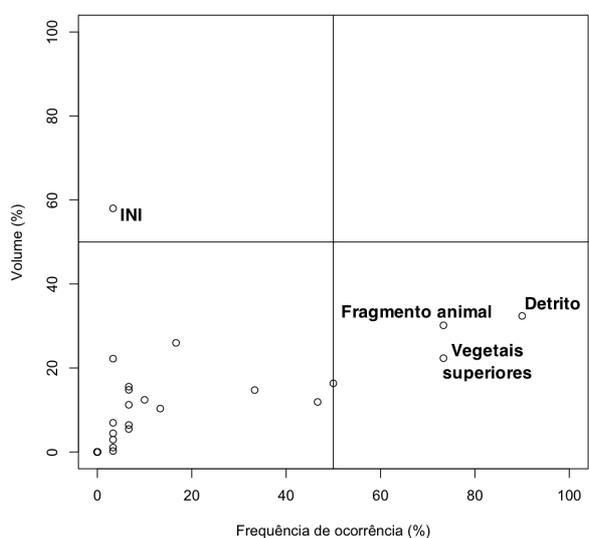
As demais espécies (*P. argenteae*, *H. balbos*, *Hypostomus* sp. e Hypoptopomatinae) não foram incluídas na ordenação devido a captura somente em uma das estações amostrais. No entanto, os gráficos de preferência alimentar e a análise das frequências de consumo e volume permitem inferir que *P. argenteae* também se enquadra na guilda trófica de onívoros, e *H. balbos* como onívoro com tendência a herbivoria devido ao consumo principalmente de vegetais superiores. *Hypostomus* sp. e Hypoptopomatinae se enquadram na descrição de espécies de hábito detritívoro, se alimentando predominantemente de detritos e itens de origem indeterminada.



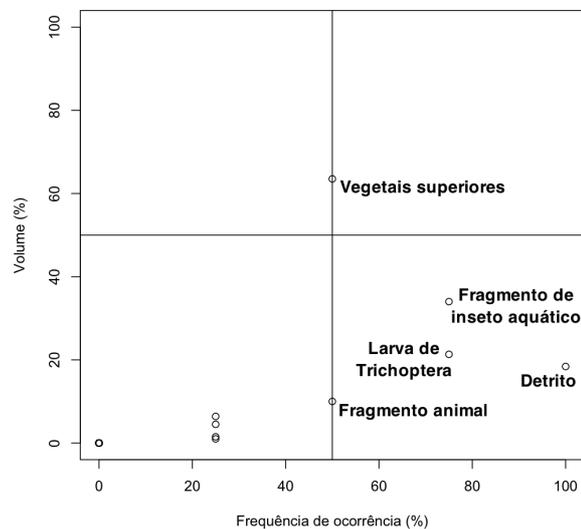
Astyanax sp. (n=198)



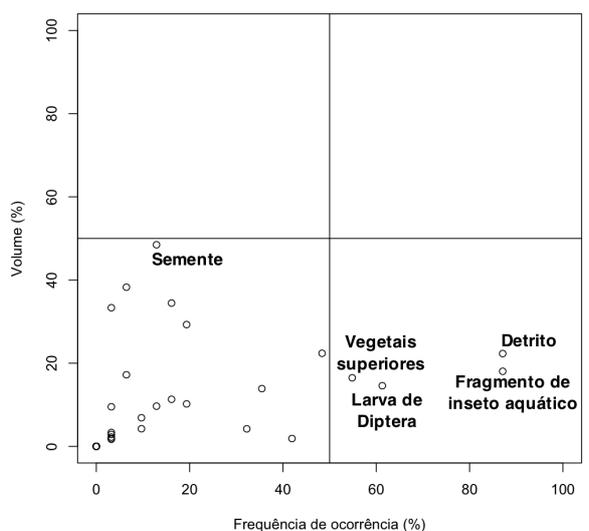
Astyanax rivularis (n=61)



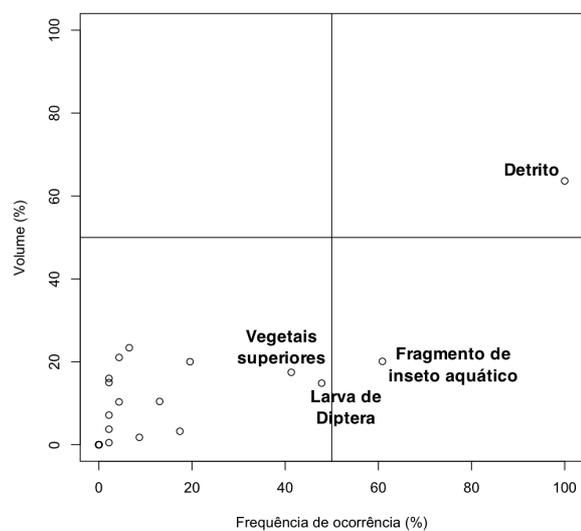
Knodus moenkhausii (n=30)



Hyphessobrycon balbus (n=4)



Piabina argentea (n=17)



Phaloceros harpagos (n=46)

Figura 5. Representação gráfica dos itens alimentares distribuídos de acordo com a frequência de ocorrência (eixo X) e volume relativo (eixo Y) das espécies. O número de estômagos analisados se encontra entre parênteses.

4. Discussão

4.1 Estrutura e composição das assembléias

A predominância de peixes da família Characidae e da ordem Characiformes nesse estudo reflete o padrão brasileiro e neotropical para riachos de cabeceira (Castro 1999, Reis *et al.* 2003, Buckup *et al.* 2007). Characidae é uma extensa família de peixes de tamanho pequeno e visualmente orientados (Casatti & Castro 2006). Suas características, comuns nas espécies encontradas nos riachos sul-americanos (Castro 1999, Reis *et al.* 2003, Buckup *et al.* 2007), lhes permitem explorar a coluna d'água de ambientes com microhabitats específicos e reduzidas dimensões físicas, sendo portanto muitas vezes encontrados em trechos geograficamente restritos (Couto & Aquino 2011). As consequências desse processo de isolamento podem ser vistas nas altas taxas de especiação alopátrica (Castro 1999), suportando um grande número de espécies não descritas ou em situação de indefinição taxonômica (Buckup *et al.* 2007, Langeani *et al.* 2007, Valério *et al.* 2007). O descobrimento de novas espécies, algumas inclusive dominantes em ambientes naturais, destaca a necessidade urgente da preservação dos remanescentes florestais para o reconhecimento da biodiversidade de peixes. Os dados obtidos demonstram a relevância de Characidae em riqueza, abundância e biomassa em riachos neotropicais, podendo portanto ser considerado como um grupo chave na regulação de recursos alimentares e na manutenção da estrutura da comunidade em riachos de cabeceira, mesmo sob condições de degradação.

A riqueza de espécies pode ser naturalmente baixa em riachos de cabeceira, devido às suas pequenas dimensões e a reduzida mobilidade apresentada por peixes pequenos (Castro 1999). No entanto, os riachos de cabeceiras no Cerrado brasileiro (Casatti *et al.* 2001, Castro *et al.* 2003, 2004, 2005, Langeani *et al.* 2005, Apone *et al.* 2008) têm composição ictiofaunística bastante peculiar e distinta de outras bacias hidrográficas, com grande número de espécies não descritas (três somente nesse estudo) e diversas outras apresentando incertezas taxonômicas (ver Viana 1989, Aquino *et al.* 2009, Couto & Aquino 2011). A riqueza de espécies encontrada nesse estudo (nove espécies) confere com o número estimado para riachos de cabeceira na bacia do Alto Rio Paraná, de três a 26 espécies em unidades amostrais com 100m de extensão (Castro *et al.* 2003, 2004). Apesar do pequeno número de espécies observadas quando comparado a outros estudos em regiões neotropicais (bacia Amazônica-Barros *et al.* 2011, Pantanal-Britski *et al.* 2007), a riqueza observada nesse estudo supera a encontrada em diversos riachos de ambientes temperados ou riachos de cabeceira de regiões tropicais (Teixeira-de Mello *et al.* 2012). Quando o número de riachos estudados é considerado, fica claro que a riqueza de espécies tenderia a aumentar conforme mais trechos fossem amostrados. Esses resultados evidenciam a necessidade de maiores esforços na

obtenção de dados relevantes para o reconhecimento da biodiversidade íctia em riachos de cabeceira do Cerrado e reafirma a importância da preservação desses cursos d'água para a biodiversidade das bacias hidrográficas brasileiras.

Os riachos de mata ripária degradada apresentaram maior número de espécies do que aqueles de mata preservada. Outros estudos também realizados na região Neotropical confirmam essa correlação positiva entre desflorestamento e riqueza de espécies (Bodjen & Barriga 2002, Lorion & Kennedy 2009). O aumento do número de espécies em riachos perturbados ocorre principalmente devido ao estabelecimento de espécies oportunistas capazes de explorar e se beneficiar dos novos recursos e oportunidades que são criadas com a perturbação (Casatti *et al.* 2009b, Teresa & Casatti 2010), como *P. harpagos* e *P. argentae*. Essas espécies, sob condições degradadas, tornam-se dominantes em detrimento da redução ou desaparecimento das populações de espécies mais sensíveis e de hábitos mais especializados (Gowns *et al.* 2003, Rocha *et al.* 2009, Casatti *et al.* 2009). A redução da cobertura vegetal, além de aumentar a produtividade primária nos riachos (Lowe McConnell 1999), favorece a invasão das margens por gramíneas, fornecendo condições favoráveis ao desenvolvimento de algas e, conseqüentemente, o estabelecimento de espécies de peixes que utilizam desse recurso (Gowns *et al.* 2003, Rocha *et al.* 2009). Assim, o aumento na amplitude de recursos alimentares disponíveis pode favorecer a ocorrência de espécies herbívoras e detritívoras como *Phalloceros harpagos* (Lorion & Kennedy 2009), beneficiada pela alta produtividade primária e produção de detrito autóctone.

Semelhante ao observado em outros estudos na região (Viana 1989, Aquino *et al.* 2009, Couto & Aquino 2011, Schneider 2011), a alta dominância de *Astyanax* sp. em número de indivíduos capturados pode ser referida à variedade de hábitos alimentares e capacidade de colonização desta espécie. Ela foi capturada somente nos riachos preservados, e em alguns trechos amostrados foi a única espécie capturada, como também observado em outros trabalhos (Couto & Aquino 2011). O gênero *Astyanax* está entre os mais comuns e amplamente distribuídos em rios e riachos tropicais (Reis *et al.* 2003, Buckup *et al.* 2007) e é o segundo mais representado em estudos de ecologia alimentar de peixes (Braga *et al.* 2012). Esse gênero ainda está entre os grupos de água doce de maior indefinição taxonômica e talvez por isso pouco seja conhecido sobre sua auto-ecologia, principalmente quanto aos efeitos de impactos antropogênicos em sua sobrevivência (Bojsen 2005, Ceneviva-Bastos & Casatti 2007). A mesma dominância foi também observada para *A. rivularis* (n=149) no Córrego Jardim (CP, impactado). Essa espécie têm sido constantemente observada em estudos na bacia do rio São Francisco (Sarmento-Soares & Martins-Pinheiro 2012), sendo dominante inclusive em riachos onde a zona ripária foi completamente removida (Sarmento-Soares *et al.* 2010). A morfologia privilegiada (corpo alongado, olhos lateralmente posicionados,

nadadeiras peitorais grandes e nadadeiras anais estendidas) dentre outras espécies de riachos, oportunismo alimentar e ausência de espécies nos riachos estudados com os mesmos requisitos de hábitat, confere a *A. rivularis* características fundamentais para se tornar dominante na assembléia, mesmo em face a mudanças ambientais (Ferreira *et al.* 2012b).

A alta dominância de *P. harpagos* no Córrego Capão Grande e presença de *K. moenkhausii* no Córrego Jardim, ambos trechos impactados, demonstram a plasticidade alimentar e reprodução constante das espécies mesmo sob condições de degradação dos riachos (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007). O intenso assoreamento, baixa variabilidade de meso-habitats e vegetação marginal dominada por gramíneas (*Brachiaria* spp.) confere a esse riacho uma baixa complexidade estrutural interna (Casatti *et al.* 2009, Di Giulio *et al.* 2009). Nessas condições, somente as espécies com maior plasticidade fenotípica e oportunismo tendem a tornar-se dominantes na assembléia (Casatti *et al.* 2009b). Em outros estudos na região (Couto & Aquino 2011, Schneider *et al.* 2011) *K. moenkhausii* foi observado como dominante, mesmo em condições de vegetação ripária degradada. Essa espécie não é originária da bacia de drenagem do alto Paraná e sua introdução pode ser imputada ao represamento da barragem de Itaipu, em 1982, que reuniu parte do trecho do Baixo Paraná com o Alto Paraná e contribuiu significativamente para o aumento do número de espécies do Alto Paraná (Langeani *et al.* 2007). *K. moenkhausii* é um claro exemplo do efeito da substituição da vegetação ripária nas condições de hábitat dos riachos estudados. A redução na retenção de sedimentos provindos das margens, devido a perda da cobertura vegetal natural da zona ripária, provoca o assoreamento do leito dos cursos d'água, com conseqüente redução no volume de água e modificações na arquitetura do substrato (Ferreira *et al.* 2012b). Nessas condições, *K. moenkhausii* pode ser beneficiado pelo assoreamento, principalmente por sua preferência por habitats com substrato particulado, como silte e areia, e devido a seu hábito alimentar generalista (Ceneviva-Bastos & Casatti 2007).

Apesar da forte sazonalidade do bioma Cerrado, com uma estação marcadamente seca e outra chuvosa, as assembléias de peixes não mostraram variações temporais quanto a composição de espécies. A literatura tem demonstrado que mudanças sazonais nas assembléias entre estações podem (Lowe-McConnell 1999, Carvalho *et al.* 2005, Fernandes *et al.* 2009) ou não (Mazzoni *et al.* 2006, Santos & Caramaschi 2011) ocorrer, sugerindo a inexistência de um padrão geral que direcione a organização das assembléias de peixes (Novakowski *et al.* 2008). Essa divergência reforça a necessidade de mais estudos ecológicos em riachos de cabeceira, a partir de escalas mais refinadas, que busquem entender a inércia das relações entre as espécies e a dinâmica temporal da zona ripária.

A maior relevância da distribuição das espécies que variações sazonais tem sido frequentemente observada em estudos da ictiofauna de cabeceira (Valério *et al.* 2007). O efeito sazonal reduzido em riachos têm sido principalmente verificado em trechos de vegetação ripária preservada (Rocha *et al.* 2009, Couto & Aquino 2011). A presença da zona ripária atua como tampão no amortecimento de efeitos externos (Naiman *et al.* 2005) e confere maior estabilidade aos sistemas de cabeceira (e.g. baixa incidência solar, água limpa e fria e entrada de matéria orgânica alóctone relativamente constante durante todo o ano), mitigando inclusive efeitos antropogênicos (Townsend & Douglas 2000, Lorion & Kennedy 2009). Entretanto, mesmo nos trechos com vegetação degradada, não foram encontradas diferenças sazonais na estrutura e composição das assembléias de peixes. Isso significa que mesmo a zona ripária degradada ainda confere certo grau de proteção aos riachos (Lorion & Kennedy 2009,) e mantém espécies com maiores requerimentos de habitats (cf. Teresa & Casatti 2010, Casatti *et al.* 2012). Por isso, políticas de proteção e restauração devem ser consideradas prioritárias na manutenção da integridade ecológica de riachos tropicais.

4.2 Ecologia alimentar

Os principais recursos alimentares consumidos pelas espécies foram detritos, insetos terrestres e aquáticos, vegetais superiores e formas imaturas de insetos. Apenas *Phalloceros harpagos* apresentou seletividade no consumo do alimento, demonstrando a predominância do generalismo entre os dominantes Characidae nectônicos (Ferreira *et al.* 2012b, Rezende & Mazzoni 2003, Ceneviva-Bastos *et al.* 2010). A relevância do detrito é nutricionalmente questionável para espécies generalistas (Bowen 1983). No entanto, sua capacidade nutricional têm sido demonstrada nas dietas de especialistas tróficos como Curimatidae e Prochilodontidae (Abelha *et al.* 2006) e é um alimento abundante e passivo em riachos de cabeceira. Desta forma, detrito foi o recurso consumido por mais espécies nesse estudo, o que corrobora com o observado em outros estudos de dieta de peixes em riachos naturais (Schneider *et al.* 2011, Bonato *et al.* 2012) e principalmente aos resultados encontrados em riachos impactados (Ferreira & Casatti 2006, Rocha *et al.* 2009, Bonato *et al.* 2012).

Duas guildas tróficas foram identificadas entre as espécies analisadas, mas somente onívoros ocorreram em todos os riachos estudados. Essa guilda apresentou um amplo espectro de itens consumidos com baixa frequência e abundância, o que demonstra a generalidade na escolha e obtenção do alimento por essas espécies (Ferreira *et al.* 2012b). A plasticidade alimentar confere uma vantagem nutricional sob outras guildas tróficas (e.g. carnívoros, herbívoros), visto que o detrito é um recurso abundante e passivo no ambiente aquático, podendo substituir um alimento

preferencial que possa se tornar escasso em determinadas estações ou devido a competição interespecífica, evitando assim o estresse alimentar da população (Meerhoff *et al.* 2007, Teixeira-de Mello *et al.* 2009, Teixeira-de Mello *et al.* 2012, González-Bergonzoni *et al.* 2012). Talvez por isso, peixes onívoros generalistas foram mais abundantes e frequentes nesse estudo e são comumente observados entre as espécies de peixes dominantes em riachos neotropicais (González-Bergonzoni *et al.* 2012).

As maiores proporções de itens de origem autóctone nos riachos impactado do que naqueles naturais sugerem que a degradação da zona ripária têm efeitos significantes na dieta da assembléia de peixes em riachos de cabeceira e suportam nossa hipótese que a zona ripária atua na seleção da biota desses ambientes. Os itens alóctones derivados da zona ripária predominaram na dieta dos peixes capturados nos riachos preservados e corresponderam apenas a uma pequena parte daqueles consumidos nos riachos impactados. Essa diferença entre os tratamentos é particularmente importante considerando que refletem a dissimilaridade da dieta das assembléias, devido principalmente ao efeito do desmatamento e perda de cobertura vegetal sobre a biota aquática. A correlação positiva entre consumo de itens alóctones por peixes e as condições físicas da zona ripária já foi observada em outros estudos (Ferreira *et al.* 2012b) e tem sido explicada principalmente pela abundância de cobertura vegetal nesses trechos (Lorion & Kennedy 2009, Rocha *et al.* 2009). Em geral, a diferença entre itens alóctones e autóctones têm mostrado que o desmatamento direciona ao aumento no consumo de itens autóctones em detrimento da redução de itens alóctones. Essas mudanças são impulsionadas em parte pelo aumento no número de espécies que podem explorar a produção primária desses ambientes (e.g. *Phalloceros harpagos*), mas também resulta da diminuição de peixes insetívoros e onívoros que se alimentam de material alóctone (Bojsen e Barriga, 2002).

Tanto *Astyanax* sp. (riachos naturais) quanto *A. rivularis* (riachos impactados) mostraram aumento no consumo de itens alóctones e redução de itens autóctones no período de seca. Essa substituição na dieta confere ao observado para diversas espécies de Characidae na região (Schneider *et al.* 2011) e na bacia do rio Paraná e demonstra a plasticidade trófica desse grupo em função de variações sazonais na disponibilidade do recurso alimentar. A literatura mostra que dependendo do regime de chuvas e das características de cada trecho estudado, é possível (Deus & Petrere-Jr 2003, Bonato *et al.* 2012) ou não (Novakowski *et al.* 2008, Ferreira *et al.* 2012b) detectar variações na dieta segundo a sazonalidade. No entanto, esse efeito na dieta da comunidade pode muitas vezes ser mascarado pelo suprimento de matéria orgânica alóctone durante o ano todo (Rocha *et al.* 2009), que apesar de flutuante entre as estações, mantém a disponibilidade de recurso em qualquer estação (Gonçalves *et al.* 2006, França *et al.* 2009). Sendo assim, a dieta dos peixes

capturados em áreas com vegetação marginal degradada deveriam demonstrar maior efeito sazonal do que aquelas preservadas (Ferreira *et al.* 2012b). Porém, as espécies presentes nesses trechos impactados (*A. rivularis*, *P. argentae*, *P. harpagos* e *K. moenkhausii*) são todas tolerantes a condições de degradação ambiental, sendo reconhecidas pela sua plasticidade trófica, capacidade de colonização e alta sobrevivência mesmo em situações de hipóxia (ver Ceneviva-Bastos & Casatti 2007, Lorion & Kennedy 2009, Sarmiento-Soares *et al.* 2009, 2010, Bonato *et al.* 2012). Isto evidencia também o efeito negativo sobre a estrutura e composição da assembleia de peixes em riachos deflorestados.

As diferenças na composição e dieta das espécies entre os riachos naturais e impactados mostram a importância da zona ripária para a seleção e estruturação das comunidades de peixes em córregos de cabeceira. Além de serem observadas diferentes dietas, as espécies responderam diferentemente a cobertura vegetal. A plasticidade das dietas demonstra a capacidade dos peixes em se adaptarem a alterações no ecossistema. A remoção ou fragmentação da vegetação ripária pode afetar as características abióticas dos riachos, perturbar cadeias alimentares e não só alterar dietas de peixes, mas também levar a diferenciação da dieta conforme as condições (espaciais ou temporais) do ambiente. Todas essas especificidades e a dependência das espécies da entrada de recursos alóctones destaca a importância e necessidade de se adquirir informações básicas sobre a biologia das espécies. Essa dependência sugere que alterações na estrutura e composição da vegetação ripária podem causar sérios impactos na integridade das comunidades de peixes de riachos. E apesar da ausência de sazonalidade na estrutura e composição de peixes, a zona ripária pode exercer forte efeito sob as interações tróficas das espécies, devido sobretudo a flutuações temporais na entrada da matéria orgânica alóctone em riachos de cabeceira.

Referências

- Abelha, M. C. F., Goulart, E., Kashiwaqui, E. A. L., & Silva, M. R. da. (2006). *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology*, 4(3), 349–356.
- Apone, F., Oliveira, A. K. de, & Garavello, J. C. (2008). Composição da ictiofauna do rio Quilombo, tributário do rio Mogi-Guaçu, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. Material e Métodos. *Biota Neotropica*, 8(1), 93–107.
- Aquino, P. D. P. U. de, Schneider, M., Silva, M. J. M., Padovesi-Fonseca, C., Arakawa, H. B., & Cavalcanti, D. R. (2009). Ictiofauna dos córregos do Parque Nacional de Brasília, bacia do Alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central. *Biota Neotropica*, 9(1), 217–230.
- Barros, D. de F., Zuanon, J., Mendonça, F. P. de, & Viana, H. M. (2011). The fish fauna of streams in the Madeira-Purus interfluvial region, Brazilian Amazon. *Check List*, 7(6), 768–773.
- Bojsen, B. H. (2005). Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. *Environmental Biology of Fishes*, 73(1), 61–73.
- Bojsen, B. H., & Barriga, R. (2002). Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47, 2246–2260.
- Bonada, N., Rieradevall, M., Dallas, H., Davis, J., Day, J., Figueroa, R., Resh, V. H., *et al.* (2008). Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater Biology*, 53(4), 772–788.
- Bonato, K. O., Delariva, R. L., & Silva, J. C. da. (2012). Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29(1), 27–38.
- Borror, D. J., & DeLong, D. M. (1969). *Introdução ao estudo dos insetos* (p. 635). São Paulo: Edusp.
- Bowen, S. H. (1983). Detritivory in neotropical fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 9(2), 137–144.
- Braga, R. R., Bornatowski, H., & Vitule, J. R. S. (2012). Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22(4), 915–929.
- Brasil. (2012). Lei 12.651, de 25 de maio de 2012.
- Britski, H. A., Silimon, K. Z. de S. de, & Lopes, B. S. (2007). *Peixes do Pantanal – Manual de identificação* (p. 227). Corumbá: Embrapa - CPAC.
- Buckup, P. A., Menezes, N. A., & Ghazzi, M. S. (2007). *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil* (p. 195). Rio de Janeiro: Museu Nacional.
- Carvalho, E. D., Marcus, L. R., Foresti, F., & Silva, V. E. B. (2005). Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1), 45–56.
- Casatti, L., & Castro, R. M. C. (1998). A fish community of the São Francisco River headwater riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9(3), 229–242.
- Casatti, L., & Castro, R. M. C. (2006). Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2), 203–214.
- Casatti, L., Ferreira, C. de P., & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1), 173–189.

- Casatti, L., Langeani, F., & Castro, R. M. C. (2001). Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1), 1–15.
- Casatti, L., 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.
- Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S., & Zeni, J. D. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 205–214.
- Castro, R. M. C. (1999). Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In É. M. P. Caramaschi, R. Mazzoni, & P. R. Peres-Neto (Eds.), *Ecologia de Peixes de Riachos* (pp. 139–155). Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ.
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Ferreira, K. M., Ribeiro, A. C., Ricardo, C., Dardis, G. Z. P., *et al.* (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 3(1), 1–14.
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Melo, A. L. A., Martins, L. S. F., Ferreira, K. M., Gibran, F. Z., *et al.* (2004). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da Bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 4(1), 1–12.
- Castro, R. M. C., Casatti, L., Santos, H. F., Vari, R. P., Melo, A. L. A., Martins, L. S. F., Abreu, T. X., *et al.* (2005). Structure and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 16(3), 193–214.
- Ceneviva-bastos, M., & Casatti, L. (2007). Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 97(3), 7–15.
- Ceneviva-Bastos, M., Casatti, L., & Rossa-Feres, D. C. (2010). Meso and microhabitat analysis and feeding habits of small nektonic characins (Teleostei: Characiformes) in Neotropical streams. *Zoologia (Curitiba, Impresso)*, 27(2), 191–200.
- Costello, M. J. (1990). Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*, 36(1), 261–263.
- Couto, T. B. d'Araújo, & Aquino, P. D. P. U. de. (2011). Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(2), 445–454.
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–74.
- Deus, C. P., & Petrere-Junior, M. (2003). Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic Rainforest stream in southeartern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(4), 579–588.
- Di Giulio, M., Holderegger, R., & Tobias, S. (2009). Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of environmental management*, 90(10), 2959–68.
- Dias, A. M., & Tejerina-Garro, F. L. (2010). Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 587–598.
- Dudgeon, D. (2008). *Tropical Stream Ecology*. (J. H. Thorp, Ed.) (Aquatic Ec., p. 324). Lawrence, Kansas.

- Fernandes, R., Agostinho, Â. A., Ferreira, E. A., Pavanelli, C. S., Suzuki, H. I., Lima, D. P., & Gomes, L. C. (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2 Suppl), 669–680.
- Ferreira, A., De Paula, F. R., Ferraz, S. F. de B., Gerhard, P., Kashiwaqui, E. A. L., Cyrino, J. E. P., & Martinelli, L. A. (2012). Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(1), 12–22.
- Ferreira, C. de P., & Casatti, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3), 1–25.
- França, J. S., Gregório, R. S., D’Arc de Paula, J., Gonçalves Júnior, J. F., Ferreira, F. A., & Callisto, M. (2009). Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*, 60(10), 990. doi:10.1071/MF08247
- Francis, R. a. (2006). Allogenic and autogenic influences upon riparian vegetation dynamics. *Area*, 38(4), 453–464.
- Gonçalves, J. F., França, J. S., & Callisto, M. (2006). Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(6), 967–973.
- González-Bergonzoni, I., Meerhoff, M., Davidson, T. A., Teixeira-de Mello, F., Baattrup-Pedersen, A., & Jeppesen, E. (2012). Meta-analysis Shows a Consistent and Strong Latitudinal Pattern in Fish Omnivory Across Ecosystems. *Ecosystems*, 15(3), 492–503.
- Growns, I., & Gehrke, P. C. (2003). A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury – Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*, 10, 209–220.
- Hellawell, J. M., & Abel, R. (1971). A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(1), 29–37. doi:10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17(4), 411–429.
- Kawakami, E., & Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(2), 205–207.
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1), 147–155.
- Langeani, F., Casatti, L., Gameiro, H. S., Carmo, A. B. do, & Rossa-Feres, D. C. (2005). Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2), 305–311.
- Langeani, F., Castro, R. M. C., Oyakawa, O. T., Shibatta, O. A., Pavanelli, C. S., & Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras Introdução. *Biota Neotropica*, 7(3), 181–197.
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. *Ecological applications*, 19(2), 468–79.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais* (Edusp., p. 534). São Paulo.
- Mazzoni, R., Fenerich-Verani, N., & Caramaschi, É. P. (2006). Stream-Dwelling Fish Communities from an Atlantic Rain Forest Drainage. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(2), 249–256.

- Meerhoff, M., Clemente, J. M., Teixeira-de Mello, F., Iglesias, C., Pedersen, A. R., & Jeppesen, E. (2007). Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology*, 13(9), 1888–1897.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (Kendall/Hu., p. 862).
- Naiman, R. J., Décamps, H., & McClain, M. E. (2005). *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities* (1st editio., p. 448). Academic Press.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S., & Fugi, R. (2008). Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, 6(4), 567–576.
- Oksanen, A. J., Kindt, R., Legendre, P., Hara, B. O., Simpson, G. L., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2008). The vegan Package.
- Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists* (p. 537). Cambridge: Cambridge University Press.
- R Development Core Team. (2011). R: A language and environment for statistical computing.
- Reis, R. E., Kullander, S. O., & Ferraris, C. (2003). *Check list of the freshwater fishes of South and Central America (CLOFFSCA)* (p. 729). Porto Alegre: Edipucrs.
- Rezende, C. F., & Mazzoni, R. (2003). Aspectos da Alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinar) no Córrego Andorinha, Ilha Grande - RJ. *Biota Neotropica*, 3(1), 1–6.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pysek, P., *et al.* (2007). Riparian vegetation : degradation , alien plant invasions , and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13, 126–139.
- Rocha, F. C. da, Casatti, L., & Pereira, D. C. (2009). Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil : evidence of low seasonal influences. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1), 123–134.
- Sano, E. E., Rosa, R., Luís, J., Brito, S., & Ferreira, G. (2008). Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43(1), 153–156.
- Santos, A. C. de A., & Caramaschi, É. P. (2011). Temporal variation in fish composition and abundance in a perennial tributary of the rio Paraguaçu, a little-know drainage in the Brazilian semi-arid region. *Neotropical Ichthyology*, 9(1), 153–160.
- Sarmiento-Soares, L. M., & Martins-Pinheiro, R. F. (2012). A fauna de peixes nas bacias do norte do Espírito Santo , Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, 12(1), 27–52.
- Sarmiento-Soares, L. M., Mazzoni, R., & Martins-Pinheiro, R. F. (2009). A fauna de peixes na bacia do Rio Jucuruçu , leste de Minas Gerais e extremo Sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2), 193–207.
- Sarmiento-Soares, L. M., Mazzoni, R., & Martins-Pinheiro, R. F. (2010). A fauna de peixes na bacia do Rio Itanhém, leste de Minas G erais e extremo Sul da Bahia. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(1), 47–61.
- Schneider, M., Aquino, P. D. P. U. de, Silva, M. J. M., & Padovesi-Fonseca, C. (2011). Trophic structure of a fish community in Bananal stream subbasin in Brasília National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. *Neotropical Ichthyology*, 9(3), 579–592.
- Suzuki, R., & Shimodaira, H. (2006). Pvcust: an R package for assessing the uncertainty in hierarchical clustering. *Bioinformatics*, 22(12), 1540–1542.

- Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Baattrup-Pedersen, A., Maigaard, T., Kristensen, P. B., Andersen, T. K., Clemente, J. M., *et al.* (2012). Community structure of fish in lowland streams differ substantially between subtropical and temperate climates. *Hydrobiologia*, 684(1), 143–160. doi:10.1007/s10750-011-0979-7
- Teixeira-de Mello, F., Meerhoff, M., Pekcan-Hekim, Z., & Jeppesen, E. (2009). Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology*, 54(6), 1202–1215.
- Tejerina-Garro, F. L. (2008). Biodiversidade e impactos ambientais no Estado de Goiás: o meio aquático. *Cerrado, sociedade e ambiente: desenvolvimento sustentável em Goiás* (Editora UC., p. 303). Goiânia.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2010). Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3), 444–453.
- Townsend, S. A., & Douglas, M. M. (2000). The effect of three fire regimes on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (northern Australia). *Journal of Hydrology*, 229(3-4), 118–137.
- Valério, S. B., Suárez, Y. R., Felipe, T. R. A., Tondato, K. K., & Ximenes, L. Q. L. (2007). Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay–Paraná basins. *Hydrobiologia*, 583(1), 241–250.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137.
- Viana, J. P. (1989). *Estrutura de comunidade dos peixes do Ribeirão Sant’Ana (Brasília - DF) ao longo de gradientes ambientais*. Universidade de Brasília.