

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA COMPARADA

ANA RUTE AMADEU SANTANA

O papel das fontes de carbono para a cadeia de detritivoria em uma planície de
inundação neotropical

Maringá-Paraná
2013

ANA RUTE AMADEU SANTANA

O papel das fontes de carbono para a cadeia de detritivoria em uma planície de
inundação neotropical

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor(a) em Biologia das Interações Orgânicas.

Orientador: Prof^a Dr^a. Evanilde Benedito

Co- Orientador: Dr. Martin Werth

Maringá-Paraná
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Biblioteca Central - UEM, Maringá, PR, Brasil)

S232p Santana, Ana Rute Amadeu
O papel das fontes de carbono para a cadeia de detritivoria em uma planície de inundação neotropical / Ana Rute Amadeu Santana. -- Maringá, 2013.

114 f. : il., col., figs., tabs., mapas

Orientador: Prof^a. Dr^a. Evanilde Benedito.

Co-orientador: Prof. Dr. Martin Werth

Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Biológicas, Pós graduação em Biologia Comparada, 2013

1. Peixes detritívoros - Cadeia alimentar - Planície de inundação. 2. Peixes detritívoros - Isótopos estáveis - Fluxo de energia - Planície de inundação. 3. Peixes detritívoros - Recursos energéticos - Importância - Planície de inundação. 4. Peixes detritívoros - Biomassa microbiana - Planície de inundação. 5. Peixes detritívoros - Fontes de carbono - Planície de inundação. I. Benedito, Evanilde, orient. II. Werth, Martin, co-orient. III. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Biológicas. Pós graduação em Biologia Comparada. IV. Título.

CDD 21.ed.597.1761309816

Zss-001474

FOLHA DE APROVAÇÃO

ANA RUTE AMADEU SANTANA

O papel das fontes de carbono para a cadeia de detritivoria em uma planície de
inundação neotropical

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Biologia das Interações Orgânicas pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof^a Dr^a. Evanilde Benedito
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Fábio Amodêo Lansac Tôha
Universidade Estadual de Maringá

Dr^a. Gislaine Lachstel Manetta
Universidade Estadual de Maringá

Prof^a Dr^a. Maria Stela Maioli Castilho Noll
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (UNESP)

Prof. Dr. Anderson Ferreira
Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Aprovada em: 23 de setembro de 2013.

Local de defesa: Auditório do Nupelia, Bloco G90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho, ao meu amado Alexandre, pelo apoio, incentivo e por ter me acompanhado em cada momento dessa trajetória, e aos meus amores Filipe e Nikolas, pelo carinho, pela paciência e pela compreensão de que “hoje não será possível...”

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pela força!

A Prof. Dra Evanilde Benedito, pela oportunidade de sua orientação, pelo seu apoio, pelas críticas construtivas e pela sua compreensão sempre que necessária. Muito obrigada!

Ao Dr Martin Werth pela co-orientação, pela importante contribuição, e por me receber durante o Doutorado Sanduíche, no Institut für Systematische Botanik und Ökologie, Universität Ulm. Vielen Dank!

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Comparada pelas oportunidades, apoios e esclarecimentos. Agradeço a Marcinha por ter sido tão atenciosa durante todo esse período, e a Estela pela atenção e importante organização da defesa da tese. Muito obrigada!

Aos professores da Banca Examinadora por aceitar o convite em participar da avaliação e contribuir para o enriquecimento do trabalho.

A **todos** os amigos do Laboratório de Ecologia Energética (Dai, Lary, Paty, Ju, Gi, Xuxa, Carol, Naiara, Ana Lúcia, Maíra, Bruno, Gustavo, Leandro, Lucas, aos novos estagiários, e aos demais que porventura eu tenha esquecido) muito obrigada pelo apoio e pela colaboração na realização deste trabalho. Muito obrigada Laryssa, Maíra, Leandro Fiori e Lucas Milani pelas valiosas contribuições na preparação das amostras. Agradeço de coração a Daiany Corbetta e ao Leandro Fiori pela imensa ajuda nos trabalhos de campo, à Patrícia e a Juliana pelas informações em relação aos programas. Muito obrigada à Gislaine pelas sugestões e por esclarecer tantas vezes as minhas dúvidas. Valeu pessoal!

Ao laboratório de Limnologia da Universidade Estadual de Maringá (Nupelia) que concedeu o espaço e equipamentos para a realização dos experimentos.

Ao laboratório de bioquímica da Universidade Estadual de Maringá, por fornecer o espaço e os equipamentos para o processo de pesagem e encapsulamento das amostras.

Agradeço ao Nupelia e ao Peld pelo apoio logístico e pelos dados fornecidos. Aos funcionários da Base Avançada em Porto Rico pela contribuição nas coletas.

Aos meus pais Orivaldo e Tânia, as minhas irmãs Vânia e Pricila, aos meus sogros Sr Guilherme e Cidinha, que mesmo de longe sempre me acompanham e torcem por mim. Muito obrigada a minha sobrinha Ana Paula pela imensa ajuda nos trabalhos de laboratório.

Este trabalho teve o apoio fundamental da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (*CAPES*) pela concessão da bolsa de Doutorado e da bolsa de Doutorado Sanduíche na Alemanha (BEX 9112/12-0).

Aos demais amigos, professores e funcionários, que de alguma forma contribuíram para tornar possível a realização deste trabalho!

À todos minha gratidão!

O papel das fontes de carbono para a cadeia de detritivoria em uma planície de inundação neotropical

RESUMO

As cadeias alimentares de planície de inundação são mantidas por fontes de carbono de varias origens, autóctone e/ou alóctone. Assim, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar, por meio de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$, a procedência dos recursos energéticos e sua importância para os peixes detritívoros da planície de inundação do alto rio Paraná. As amostragens foram realizadas em julho de 2010 e março de 2011, correspondente as estações de seca e cheia, respectivamente. As fontes autóctones selecionadas foram o fitoplâncton, o perifiton e o carbono da biomassa microbiana da matéria orgânica do sedimento, enquanto que, o recurso alóctone utilizado foi o carbono da biomassa microbiana da matéria orgânica do solo. Os valores isotópicos da biomassa microbiana revelaram que as fontes mais disponíveis na matéria orgânica são provenientes da vegetação C_3 , porém o recurso energético mais utilizado pela espécie detritívora, *Prochilodus lineatus*, foi o fitoplâncton. O estudo destacou a possibilidade, no caso de outros trabalhos, da espécie ter utilizado a energia proveniente da matéria orgânica terrestre, porém, por meio do fitoplâncton. Por isso, é importante cautela nas interpretações isotópicas. Além disso, são relevantes as investigações que incluam abordagens eco-hidrológicas, magnitude dos subsídios, quantidade e qualidade dos recursos, estratégias alimentares, o uso e cobertura da terra e das bacias hidrográficas, como também as vias de acesso aos consumidores aquáticos.

Palavras-chave: cadeia alimentar, isótopos estáveis, fluxo de energia, detrito, planície de inundação.

The role of carbon sources for the chain of detritivity in a neotropical floodplain.

ABSTRACT

The food webs in floodplain are maintained by sources from various origins, autochthonous and allochthonous. Thus, the present study aimed to evaluate, by $\delta^{13}\text{C}$ stable isotopes, the origin of energy resources and their importance for detritivorous fish. The sampling was in July 2010 and March 2011, corresponding to the dry and wet seasons, respectively, in the floodplain of the upper Paraná River. For the autochthonous sources were selected phytoplankton, periphyton and the microbial biomass carbon of organic matter from sediment. The allochthonous resource used was microbial biomass carbon from soil organic matter. The isotopic values of microbial biomass revealed that the most available organic matter derived from C_3 vegetation, but the energy resource used by the species, *Prochilodus lineatus*, was phytoplankton. The study highlighted the possibility, in other studies, of the species have used energy from terrestrial organic matter, however, through phytoplankton. Furthermore, the investigations that include the eco-hydrological approaches, the magnitude of subsidies, the quantity and quality of resources, food strategies, land use and the watersheds, as well as access routes for aquatic consumers are also relevant.

Keywords: Food webs, stable isotopes, energy flow, detritus, floodplain.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Número de trabalhos publicados entre 1990 e junho de 2013 presentes na base de dados da Web of Science (a barra tracejada indica que o levantamento não está completado para este ano). 14
- Figura 2. Países que lideram as pesquisas de 1990 a junho de 2013 presentes na base de dados da Web of Science. 15
- Figura 3. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná, com destaque para as áreas amostradas no presente estudo. Os ambientes amostrados foram: 1 = Lagoa das Garças (Lga); 2 = Ressaco do Pau Véio (Rpv); 3 = Lagoa do Guaraná (Lgua); 4 = Lagoa Pousada das Garças); 5 = Canal Ipoitã (Cipo); 6 = Lagoa Finado Raimundo (Lfra); 7 = Lagoa dos Patos (Lpa). 42
- Figura 4. Ilustração da vegetação das lagoas estudadas no subsistema Paraná. 43
- Figura 5. Ilustração da vegetação ripária do canal principal do rio Baía e das lagoas estudadas. 44
- Figura 6. Ilustração da vegetação que compõem o Rio Ivinhema e as lagoas amostradas. 45
- Figura 7. Nível hidrométrico dos períodos de seca e cheia na planície de inundação do alto rio Paraná. Nível hidrométrico dos anos de 2010 e 2011 (http://www.peld.uem.br/peld-nivel_fluviometrico.htm). 46
- Figura 8. Amostrador tipo corer sampler para solo (A) e para sedimento (B). 47
- Figura 9. Ilustração do sistema utilizado para a remoção do clorofórmio. 49
- Figura 10. Quantificação do carbono microbiano (%) nos subsistema Paraná, Baía e Ivinhema da planície de inundação do alto rio Paraná. (A) carbono da biomassa microbiana alóctone no período de seca. (B) carbono da biomassa microbiana autóctone no período de seca. 52

Figura 11. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Paraná no período de seca e de cheia na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2 e Se3 para as amostras de sedimento..... 54

Figura 12. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Baía no período de seca e de cheia. Na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2, Se3, Se4 e Se5 para as amostras de sedimento..... 55

Figura 13. Valores $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Ivinhema no período da seca na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2, Se3, Se4 e Se5 para as amostras de sedimento. 56

Figura 14. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná, com destaque para as áreas amostradas no presente estudo. Os ambientes amostrados foram: A = Rio Paraná; B = Rio Baía e C = Rio Ivinhema. 71

Figura 15. Nível hidrométrico dos períodos de seca e cheia na planície de inundação do alto rio Paraná, Peld (2010, 2011). 73

Figura 16. Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes alimentares estão representados nos gráficos A e B. Os valores das medianas, mínimo e máximo de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes são representados pelos gráficos C e D e dos consumidores pelo gráfico E. As letras minúsculas representam as diferenças significativas entre os componentes estudados nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema da planície de inundação do alto rio Paraná. 77

Figura 17. Esquema da porcentagem máxima de consumo do detritívoro nos diferentes subsistemas. As setas mais largas representam maior utilização do recurso em cada ambiente estudado. A sigla BM corresponde à biomassa microbiana 79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Efeito das mudanças climáticas sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012).	20
Tabela 2. Efeito dos usos da terra sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012).	21
Tabela 3. Efeito das mudanças na biodiversidade sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012)	22
Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros abióticos referentes aos subsistemas Paraná, Baía e Ivinnheima no período de seca e do subsistema Paraná no período de cheia. .	46
Tabela 5. Média isotópica, desvio padrão e número de amostras (n) da biomassa microbiana de origem alóctone e autóctone dentro de cada ambiente estudados, nos períodos de seca e cheia (média \pm desvio padrão), nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema.	51
Tabela 6. Variação dos valores isotópicos das diferentes fontes utilizado por Boutton et al. (1998).	58
Tabela 7. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros abióticos referentes aos subsistemas Paraná, Baía e Ivinnheima no período de seca.	72
Tabela 8. Valores dos testes Anova e Kruskal-Wallis das fontes de carbono nos ambientes estudados. A sigla BM é referente à biomassa microbiana.	76
Tabela 9. Contribuição das fontes de carbono para <i>P. lineatus</i> . As variações na contribuição dos recursos são apresentadas em percentil 1-99 (50) e os valores médios isotópicos e o desvio padrão (dp) para o consumidor em cada subsistema estudado da planície de inundação do alto rio Paraná.	78

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO 1	8
1. Introdução.....	9
2. Revisão bibliográfica.....	10
2.1 <i>Cadeia de detritivoria</i>	10
2.2 <i>Importância das fontes de carbono originárias do fluxo de detrito em planícies de inundação</i>	11
2.3 <i>Isótopos estáveis e o papel ecológico dos microrganismos em cadeias alimentares</i>	12
2.4 <i>A planície de inundação do alto rio Paraná</i>	16
2.5 <i>Regulação e funcionamento da energia e matéria na cadeia de detritivoria, na planície de inundação do alto rio Paraná</i>	17
2.6 <i>A necessidade de mais estudos que conectem os diferentes compartimentos</i>	19
3. Referências	23
CAPÍTULO 2	38
Quantificação e determinação isotópica da biomassa microbiana e a origem das fontes de carbono que compõem a matéria orgânica do solo e do sedimento	38
RESUMO.....	39
ABSTRACT	40
1. Introdução.....	41
2. Material e Métodos.....	42
2.1 <i>Área de estudo</i>	42
2.2 <i>Delineamento amostral</i>	45
2.3 <i>Análise dos dados</i>	50
3. Resultados.....	51
4. Discussão	57
5. Referências	61
CAPÍTULO 3	66
Variação nas contribuições autóctones e alóctones de energia para consumidor detritivoro em planície de inundação neotropical.	66
RESUMO.....	67

ABSTRACT	68
1. Introdução.....	69
2. Material e Métodos.....	71
2.2. <i>Delineamento amostral</i>	72
2.3. <i>Análise dos dados</i>	74
3. Resultados.....	76
3.1. <i>Valores Isotópicos</i>	76
3. 2. <i>Contribuição das fontes de carbono para o consumidor detritivoro</i>	78
4. Discussão	79
5. Referências	84
CONSIDERAÇÕES FINAIS	95
ANEXO 1	96

CAPÍTULO 1

Revisão Bibliográfica

A normatização bibliográfica foi padronizada de acordo com o periódico *Environmental Biology of Fishes*.

(Anexo 1)

1. Introdução

As planícies de inundação são áreas que apresentam um intrincado sistema de habitats, com intenso aporte de matéria orgânica e elevada complexidade entre as teias alimentares (Bellmore et al 2013; Miranda et al 2013). Nestes ecossistemas há contraste entre duas fontes de carbono, as quais sustentam as cadeias alimentares, que são os recursos autóctones, representados pela produção primária aquática, e os alóctones, importados do meio terrestre.

A importância relativa dessas fontes é dependente tanto da disponibilidade do material aquático quanto do terrestre (Bouillon et al. 2004). O aporte do material autóctone é regulado por fatores físicos e biológicos (Boston e Hill 1991), e a entrada alóctone é dependente de vários fatores, como a hidrodinâmica, geomorfologia, bem como das características da paisagem e da bacia hidrográfica (Hoeinghaus et al. 2011; Stoler e Rick 2013).

Estudos que permitem conhecer as principais vias energéticas e as relações entre os consumidores são altamente relevantes (Abrantes 2013). Tais informações podem ser obtidas por meio do uso dos isótopos estáveis de carbono (Layman et al. 2012), visto que o consumidor reflete isotopicamente a sua fonte de energia (Post 2002). Assim, a composição de $\delta^{13}\text{C}$ permite conhecer a origem das fontes de carbono utilizada pela comunidade aquática (Peterson e Fry 1987; Pelz et al. 1998; Boschker e Middelburg 2002).

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo geral avaliar a contribuição das fontes de carbono de origem alóctone (biomassa microbiana da matéria orgânica do solo) e a autóctone (biomassa microbiana do sedimento, fitoplâncton e perifíton), visando entender o funcionamento da cadeia. Também foi analisada, isotopicamente, a biomassa microbiana do solo e do sedimento e os possíveis recursos por ela utilizados, e que, conseqüentemente, atingem o compartimento aquático, pela via de detrito.

2. Revisão bibliográfica

2.1 *Cadeia de detritivoria*

A importância da cadeia de detritivoria advém do alto valor energético que o detrito proporciona às cadeias alimentares (Angelini et al 2013), desempenhando papel fundamental na organização e manutenção dos ecossistemas aquáticos (Hamilton et al 2010).

De modo geral, o detrito pode ser definido como plantas ou animais mortos que sofrem a ação dos microrganismos (Mann 1972). Swift et al. (1979) conceituam detrito considerando os atributos físicos, químicos e as interações com os organismos, e destacam como sendo qualquer forma de matéria orgânica não viva, incluindo diferentes tipos de tecidos de plantas e animais, bem como produtos secretados e excretados a partir dos organismos.

A decomposição da matéria orgânica é baseada em três fases: lixiviação, condicionamento ou catabolismo e fragmentação. Na lixiviação ocorre a remoção abiótica dos compostos orgânicos e inorgânicos do material a ser decomposto, por meio de agentes ambientais (Davis III et al. 2006; Davis III e Childers 2007). Neste caso, os compostos solúveis liberados são incorporados rapidamente, na forma de matéria orgânica dissolvida, potencializando sua utilização pelos microrganismos (Wetzel 1995).

O condicionamento ou catabolismo consiste na colonização do material orgânico por fungos e bactérias, que são responsáveis pelo processo de mineralização do material em decomposição (Gonçalves et al. 2006). Assim, essa fase consiste em preparar a matéria orgânica para ser consumida pelos demais organismos, enquanto que, a fragmentação detrítica conduz ao aumento da superfície susceptível à ação dos microrganismos, resultando na degradação do material (Cunha-Santino e Bianchini Jr 2006).

Dessa forma, a matéria orgânica dissolvida, tanto de origem autóctone como alóctone, é responsável pela produção microbiana, ou seja, procariontes e eucariontes autotróficos, heterotróficos e mixotróficos, que juntos compreendem a cadeia trófica microbiana (Sherr e Sherr 2000). Pomeroy (1974) e Azam et al. (1983) propuseram a existência de múltiplos níveis tróficos (bactérias, flagelados e ciliados), na comunidade microbiana, e delinearam importantes implicações para a cadeia trófica e os ciclos biogeoquímicos.

Apenas uma pequena parte do carbono microbiano é transferida ao longo da cadeia trófica (Cole et al. 2006). No entanto, estima-se que o total de carbono da biomassa microbiana, em todo globo terrestre, corresponda a cerca de 60% do carbono estimado para as plantas (Whitman et al. 1998), o que demonstra a importância e a eficiência dos microrganismos no ciclo e estoque deste elemento nos ecossistemas. Geralmente, apenas uma fração muito pequena (< 30%) do carbono da matéria orgânica é convertida para a biomassa microbiana (Del Giorgio e Cole 1998).

Todo esse processo contribui para a cadeia de detritívoria, que é considerada a principal fonte mantenedora da biomassa de peixes em ambientes aquáticos neotropicais (Araujo-Lima et al. 1986; Benedito-Cecilio et al. 2000; Benedito-Cecilio e Araujo-Lima 2002; Manetta et al. 2003), pois, até 80% da biomassa de peixes, em planícies de inundação, são compostas por espécies detritívoras (Agostinho e Zalewski 1996).

Os peixes detritívoros apresentam papel fundamental nos ecossistemas onde vivem devido ao fato de tornarem a matéria orgânica presente no lodo mais degradável pelos microrganismos, podendo atuar na depuração de cursos de água sujeitos à poluição orgânica (Agostinho 1985). Além de serem ótimos bioindicadores, pelo fato de serem espécies bastante sensíveis aos poluentes (Martinez e Colus 2002), também, compõem a base da cadeia alimentar em ambientes sazonalmente inundáveis, como tem sido observado no rio Paraná (Peretti e Andrian 2004).

2.2 Importância das fontes de carbono originárias do fluxo de detrito em planícies de inundação

Em planície de inundação, o fluxo de detrito apresenta elevado grau de dependência da sazonalidade hidrológica, que é responsável em carrear esse recurso para o meio aquático (Silva et al. 2010). Dessa forma, as inundações representam mudança relevante na estrutura biológica do sistema, devido à transferência de matéria, energia e organismos entre os diferentes habitats (Junk et al. 1989), influenciando nas interações alimentares (Bellmore et al. 2013).

As cadeias alimentares aquáticas são mantidas por recursos autóctones, derivadas do fitoplâncton, perifíton, sedimentos, macrófitas e microrganismos, como também pelo material

alóctone, originário da vegetação terrestre (Cole et al. 2011; Kon et al. 2012; Fuentes et al. 2013).

O detrito, tanto de origem alóctone como autóctone, contribui para os processos metabólicos das planícies de inundação, e a dinâmica da matéria orgânica tem sido importante na previsão de mudanças na estabilidade das cadeias alimentares (Kominoski e Rosemond 2012).

Ecologistas têm estudado, por longo tempo, a importância dos recursos alóctones e autóctones como fontes alimentares para invertebrados e peixes, o que tem gerado muitos debates, ao longo de mais de 30 anos (Minshall 1967; Cummins 1974; Allan 1981; Marcarelli et al. 2011). Porém, atualmente, pesquisas têm demonstrado que os ecossistemas aquáticos e terrestres estão intimamente ligados (Pace et al. 2004) e que a utilização de recursos depende de fatores relacionados a quantidade e a qualidade, as características ambientais e das necessidades dos consumidores (Wipfli e Baxter 2010; Yang et al. 2010).

No entanto, para peixes detritívoros, há incertezas sobre as fontes de carbono utilizadas (Hall e Meyer 1998, Moore et al. 2004), pois os mesmos consomem uma mistura de material amorfo, constituída de detritos terrestres, algas fitoplanctônicas, perifíticas e microrganismos, dificultando a separação e quantificação das fontes energéticas (Smoot e Findlay 2010). Para esse fim, os isótopos estáveis têm sido frequentemente utilizados para traçar o fluxo de material e energia ao longo das teias tróficas, uma vez que permitem identificar as principais fontes para as cadeias alimentares (Benstead 2006).

2.3 Isótopos estáveis e o papel ecológico dos microrganismos em cadeias alimentares

Os isótopos estáveis em estudos ambientais permitem avaliar a estrutura das teias tróficas, pois proporcionam informações potenciais acerca das vias alimentares e as relações existentes entre os consumidores (Layman et al. 2012). Isso é possível pelo fato de que o consumidor reflete, isotopicamente, a sua dieta por meio do enriquecimento de cerca de 1‰ de $\delta^{13}\text{C}$ (Vander Zanden e Rasmussen 2001; Post 2002).

Muito mais do que isso, os estudos isotópicos são aplicados em várias áreas da ciência, entre elas, em ecologia de conservação, com o intuito de analisar a migração de espécies (Rubenstein e Hobson 2004), a partilha de recursos (Young et al. 2010), interações parasito-

hospedeiro (Neilson et al. 2005), na avaliação do uso da água e nível de nutrientes em plantas (Dawson et al. 2002), em processos ecofisiológicos (Cernusak e Hutley 2011), no fluxo de carbono e nitrogênio nos ecossistemas (Peterson e Fry 1987) e na utilização das fontes de carbono (O'Brien et al. 2000; Waas et al. 2010).

Nos últimos anos, os isótopos estáveis também têm sido aplicados à microbiota com o intuito de investigar possíveis mudanças na biomassa microbiana de solos e sedimentos (Werth e Kuzyakov 2009; Werth e Kuzyakov 2010), visando determinar como a qualidade e a quantidade da vegetação podem afetar os microrganismos do solo, e, conseqüentemente, o *turnover* de carbono (Jin et al. 2010), além de avaliar os impactos causados aos solos e coberturas vegetais (Cunha et al. 2012).

As assinaturas isotópicas relacionadas à microbiota de solo e sedimento, aliadas ao método fumigação-extração com clorofórmio, permitem a quantificação da biomassa microbiana (Vance et al. 1987). A porcentagem de carbono microbiano (C_{mic}) possibilita a identificação de perturbações por meio das variações na matéria orgânica (Anderson e Domsch 1989), recurso bastante requisitado pelos consumidores detritívoros, principalmente em cadeias alimentares aquáticas de planícies de inundação (Agostinho e Zalewski 1996; Solomon et al. 2011).

Assim, as informações isotópicas sobre a biomassa microbiana são fundamentais para os estudos ecológicos (Maeda et al. 1983). Nos últimos anos, trabalhos realizados com a comunidade microbiana têm permitido, de forma mais acurada, identificar a importância dos microrganismos (Fuhrman e Steele 2008), pois durante muitos anos, atribuiu-se à microbiota a função apenas de meros decompositores da matéria orgânica. Porém, nos últimos anos, os microrganismos vêm sendo considerados fundamentais no fluxo de energia dos ecossistemas (Pomeroy 1974; Fuhrman e Azam 1982).

Segundo dados da base de artigos Web of Science® nas últimas décadas o número de trabalhos, em ecologia, relacionados à microbiota têm aumentado, consideravelmente. Em um estudo cienciométrico, utilizando a combinação dos termos “microbial biomass” e “ecology”, foram listados 803 trabalhos publicados entre 1990 a junho de 2013 (Figura 1 e 2).

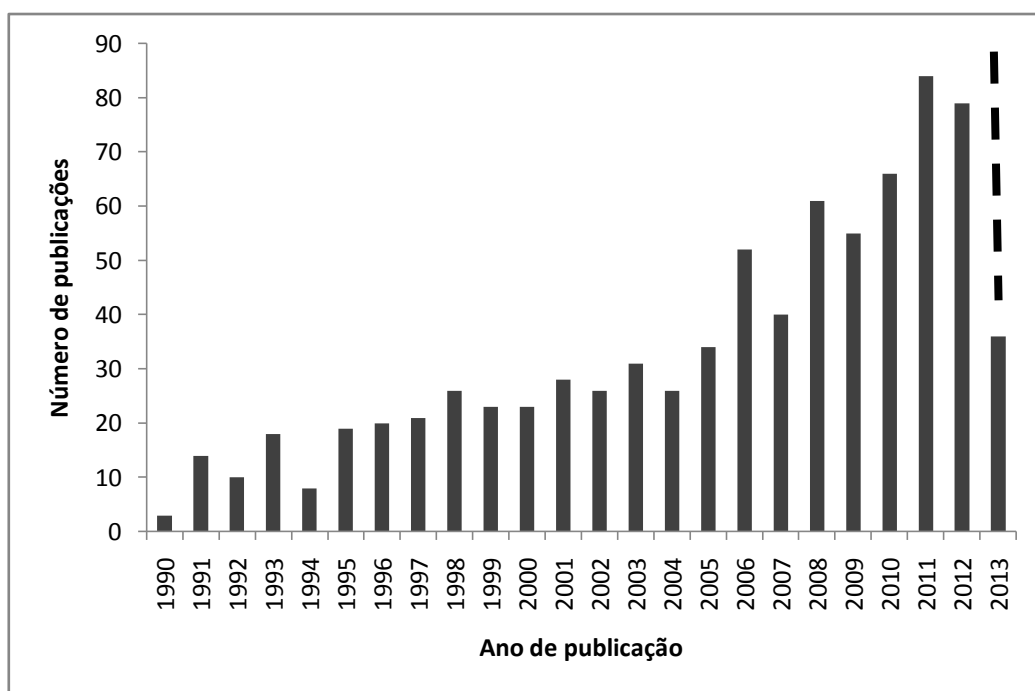


Figura 1. Número de trabalhos publicados entre 1990 e junho de 2013 presentes na base de dados da Web of Science (a barra tracejada indica que o levantamento não está completado para este ano).

Constatou-se um número crescente de publicação, especialmente, a partir de 2006, sendo que os EUA concentram o triplo, em número de publicação, do segundo país na ordem de produção no tema (Figura 2).

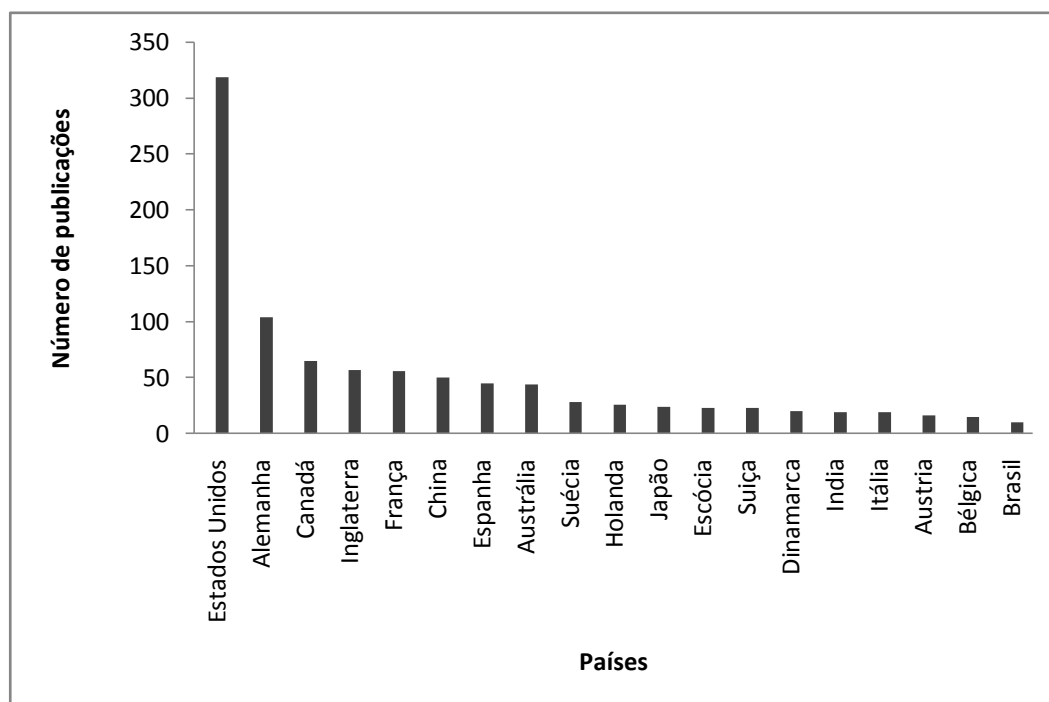


Figura 2. Países que lideram as pesquisas de 1990 a junho de 2013 presentes na base de dados da Web of Science.

O aumento significativo das pesquisas envolvendo a comunidade microbiana em estudos ecológicos possibilitou ao surgimento de novas técnicas e métodos, que forneceram novas perspectivas nas pesquisas, acerca da diversidade e função destes organismos em ecossistemas aquáticos (Hahn 2006).

Atualmente, os pesquisadores afirmam que, embora estudos microbianos sejam desafiadores, não estão mais limitados às dificuldades metodológicas, e que é relevante a inclusão dos microrganismos nas discussões sobre temas ecológicos. Dessa forma, investigações atuais e futuras, possibilitarão um maior entendimento do papel desenvolvido pelos processos microbianos na ciclagem de matéria e energia em ambientes aquáticos.

2.4 A planície de inundação do alto rio Paraná

A planície de inundação do alto rio Paraná é um ambiente altamente dinâmico, constituído por habitats terrestres, aquáticos e transitórios bem definidos o que reflete em diferentes padrões de comportamento, adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas nos organismos que habitam esses ecossistemas (Junk et al. 1989). A grande heterogeneidade espacial fornece condições para manter uma elevada biodiversidade (Thomaz et al. 2004; Gimenes et al. 2007).

Estas áreas são marcadas por inundações sazonais que elevam a produtividade do sistema, devido ao aporte de matéria orgânica e de seu caráter sedimentar (Junk *et al.*, 1989). Como definição, vale ressaltar que os solos e sedimentos são diferenciados pelo período de submersão, sendo que os sedimentos são inundados e raramente expostos ao ar, ao contrário do que ocorre com os solos (Baldwin e Mitchell 2000). Segundo os autores, em planícies de inundação, essa definição é mais complexa, visto que as lagoas podem apresentar, em suas bordas, sedimento exposto ao ar por períodos significativos de tempo. Por outro lado, alguns solos podem ficar constantemente inundados.

Embora a planície de inundação do alto rio Paraná seja protegida por legislação ambiental, possui grande influência antrópica como a agricultura, o desmatamento, a criação de gado, extração de areia, pesca predatória e usinas hidrelétricas (Agostinho e Zalewski 1996; Stevaux et al. 2004). Essas atividades são fatores que comprometem os processos aquáticos, alteram as fontes de matéria orgânica e o fluxo de detrito, afetando, diretamente, as teias alimentares desses ecossistemas (Kominoski e Rosemond 2012).

Diante disso, são necessários estudos que apresentem resultados importantes tanto para prever as alterações ambientais, como também para monitorar essa área, visando à manutenção da qualidade ambiental e a diversidade da fauna, flora e habitats na planície de inundação do alto rio Paraná.

2.5 Regulação e funcionamento da energia e matéria na cadeia de detritívoria, na planície de inundação do alto rio Paraná

Em estudos acerca de planície de inundação, é importante ressaltar que esses ecossistemas são considerados as áreas biofisicamente mais complexas e diversificadas do Planeta (Bayley 1995; Tockner e Stanford 2002; Stanford et al. 2005; Tockner et al. 2010). É fundamental entender que a estrutura das cadeias alimentares podem ser diferentes de acordo com o mosaico de habitats, e que a heterogeneidade da paisagem influencia nas populações (Miranda et al. 2013).

Diante de tal complexidade, entre os fatores possíveis, que regulam a cadeia de detrito, nessas áreas, em especial, na planície de inundação do alto rio Paraná, estão as condições hidrológicas, pois são ambientes marcados por inundações sazonais com elevado aporte de matéria orgânica de várias origens (Junk et al. 1989).

O funcionamento do fluxo de matéria e energia para a cadeia de detrito, também é dependente e regulado pela entrada dos subsídios aos ecossistemas aquáticos. Tais recursos variam em quantidade e qualidade, e isso, torna a sua importância muito relativa, tanto nos níveis tróficos como também entre os diferentes habitats (Caraco e Cole 2004). Assim, a maneira pela qual esses recursos são processados no meio aquático depende da sua qualidade, que é determinada por suas características químicas e pelo conteúdo calórico dos nutrientes e lipídeos (Gerking 1994; Lau et al. 2009; Brett et al. 2009). Além disso, dependem também, das necessidades dos consumidores, como a eficiência de assimilação, flexibilidade comportamental e a disponibilidade do recurso em relação a outras fontes (Gerking 1994; Wipfli e Baxter 2010). Assim, a qualidade e a quantidade são propriedades complementares e devem ser analisadas em conjunto. Por exemplo, em bacias hidrográficas, o carbono orgânico dissolvido pode representar um elevado subsídio para rios e lagoas, porém esse recurso, geralmente, é de baixa qualidade, portanto, são selecionados de acordo com as necessidades microbianas e dos consumidores (Reynolds 2008). Em contraste, o aporte alóctone, tais como invertebrados terrestres, podem ser de baixo fluxo, porém amplamente requeridos pelos peixes devido ao tamanho e a elevada qualidade nutricional (Baxter et al. 2005).

Outros fatores que podem regular e influenciar no funcionamento da planície de inundação do alto rio Paraná, é o fato de que essa área, atualmente, apresenta decréscimo na qualidade ambiental, devido à devastação contínua de suas florestas, além dos efeitos

negativos gerados pela agricultura, pecuária, construções de hidrelétricas, extração de areia e atividades de lazer e pesca (Agostinho et al. 2000 e 2004).

Para Agostinho et al. (2000; 2004), um dos principais impactos nesta área tem sido o regime hidrológico controlado pelos reservatórios a montante, o que altera significativamente os períodos de cheia, modificando a intensidade, a duração e a frequência desses períodos. Com isso, a comunidade de peixes tem sido afetada negativamente, especialmente, as espécies migradoras (Gomes e Agostinho 1997; Agostinho et al. 2004).

As espécies de peixes migradoras têm papel fundamental para a pesca artesanal e recreativa. A ausência dos períodos de cheia impede que os juvenis destas espécies alcancem as lagoas marginais onde devem passar os primeiros anos de vida, dificultando a reprodução dessas espécies e, conseqüentemente, o seu estoque pesqueiro na região (Gomes e Agostinho 1997).

Entre as espécies de peixes migradoras e com relevante papel na atividade pesqueira no alto rio Paraná destaca-se o detritívoro, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1836), de nome popular curimba, trata-se de uma espécie abundante, com ocorrência em todos os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Costa et al. 2012). Além disso, *P. lineatus*, também é uma espécie migradora, e alimenta-se basicamente de lodo formado por sedimentos inorgânicos, detritos orgânicos, microinvertebrados, fitoplâncton e perifíton, sendo considerada uma espécie de regime alimentar especialista (Fugi 1993).

Os detritívoros, como *P. lineatus*, apresentam papel fundamental nos ecossistemas onde vivem, isso se deve ao fato de tornar a matéria orgânica presente no lodo mais degradável aos microrganismos, podendo atuar na depuração de cursos de água sujeitos à poluição orgânica (Agostinho 1985), além de ser um ótimo bioindicador, pelo fato de ser uma espécie bastante sensível aos poluentes (Martinez e Colus 2002).

Diante das condições ambientais de áreas inundáveis, as espécies de peixes detritívoras e migradoras, são bastante prejudicadas pelas alterações ambientais, tanto em relação às fontes detriticas, como também em relação aos recursos hídricos controlados pelos reservatórios.

2.6 A necessidade de mais estudos que conectem os diferentes compartimentos

Um dos principais desafios dos estudos em planície de inundação é entender a influência do mosaico de habitats nos processos ecológicos. Estes ambientes variam, consideravelmente, em sua composição, apresentando diferenças entre solos e sedimentos, temperatura e condições hidrológicas. Por isso, são necessários estudos mais completos acerca da estrutura espacial e da configuração do ambiente, como também da dinâmica aquática dos diferentes habitats (Doering 2011).

Assim, as investigações devem empregar uma abordagem eco-hidrológica que quantifique os subsídios energéticos e as vias de acesso aos consumidores aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012). Estudos acerca da vegetação também são fundamentais, pois alterações na composição vegetal influenciam diretamente nas interações presa-predador (Stoler 2013).

Os efeitos das mudanças climáticas, a utilização da terra e as alterações da biodiversidade têm influências relevantes sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012) (Tabelas 1, 2 e 3). Muitos autores enfatizam que o aumento da temperatura, a hidrologia e o aumento de CO₂ são fatores que influenciam diretamente na vegetação, na qualidade e quantidade de matéria orgânica, na absorção de nutrientes e na comunidade microbiana (Tabela 1).

Tabela 1. Efeito das mudanças climáticas sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012).

Alterações	Efeitos sobre o detrito	Referência
Aumento de CO ₂ atmosférico	Aumenta a produtividade das plantas C ₃ ;	Tuchman et al. (2002)
		Rier et al. (2002; 2005)
	Diminui a qualidade (aumento C:N:P, fenólicos) devido o aumento da biomassa e distribuição de folhas;	Adams et al. (2003, 2005) Wetzel e Tuchman (2005)
	Diminui a palatabilidade dos consumidores.	Boisvenue e Running (2006) Ferreira et al. (2010)
Precipitação e Hidrologia	Diminui na seca e aumenta na cheia;	St. Louis et al. (2000)
	Diminuem nutrientes na seca e aumentam na cheia;	Hutchens e Wallace (2002) Lake (2003)
	Atividade microbiana é limitada pela disponibilidade de água, mas é aumentada com o escoamento e depositada no sedimento, na seca esse efeito diminui.	Tibbets e Molles (2005) Cole et al. (2007) Sangiorgio et al. (2007) Sabo et al. (2008)
Aumento da Temperatura	Interfere na produção primária, altera a fenologia e atrasa a queda foliar;	Menzel et al. (2006) Schwartz et al. (2006) Bärlocher et al. (2008)
	Aumenta a absorção de N e P;	Mulholland et al. (2009) Hall et al. (2009)
	Aumento da contribuição microbiana.	Friberg et al. (2009) Zhao e Running (2010) Ferreira et al. (2010) Boyero et al. (2011) Ferreira e Chauvet (2011)

O uso da terra tem consequências relevantes para a bióta aquática, visto que a redução da vegetação e a agricultura alteram a composição e o processamento da matéria orgânica, causando prejuízos aos consumidores, em especial aos detritívoros (Tabela 2).

Tabela 2. Efeito dos usos da terra sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012).

Alterações	Efeitos sobre o detrito	Referência
Redução e mudanças na vegetação das bacias hidrográficas	Variações físico-químicas, diferenças relativas entre detritos alóctones e autóctones e mudanças na exportação de carbono orgânico particulado;	Compton et al. (2003)
	Dependência da vegetação ripária e da composição do fitodetrito, “in situ”, e alterações no carbono orgânico dissolvido;	Eggert e Wallace (2003) England e Rosemond, (2004)
	O processamento é alterado e depende da qualidade do detrito, pode ser rápido, devido as transformações físico-químicas e microbianas, mas toxinas podem inibir a ação dos metazoários e o processamento ser lento.	Wipfli e Musslewhite (2004) Rosi-Marshall (2004) Griffith et al. (2009) Kominoski et al. (2011)
Agricultura	Reduz a quantidade e homogeniza o tipo de entradas terrestres de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos;	Imhoff et al. (2004) Schofield et al. (2004)
	Mobilização de nutrientes, geralmente, resulta em processamento mais rápido, mas o detrito de vegetação geneticamente modificada tem efeito inibitório e consequências para os consumidores detritivoro;	Meyer et al. (2005) Walsh et al. (2005)
	Afeta a quantidade e a qualidade do detrito que suporta as teias alimentares aquáticas.	Chadwick et al. (2006) Paul et al. (2006) Menninger e Palmer (2007) Rosi-Marshall et al. (2007) Imberger et al. (2008) Roussel et al. (2008) Griffiths et al. (2009) Tank et al. (2010)

Muitos autores enfatizam que as alterações na vegetação reduzem a variabilidade genética e a diversidade vegetal, afetam a decomposição, a qualidade e o aporte do material orgânico para as teias alimentares (Tabela 3).

Tabela 3. Efeito das mudanças na biodiversidade sobre a dinâmica da matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos (Kominoski e Rosemond 2012)

Mudanças na biodiversidade		
Alterações	Efeitos sobre o detrito	Referência
Coníferas	Provoca a perda das características dos insumos detriticos para os ecossistemas aquáticos;	Cramer et al. (2001)
	Aporte de detritos da vegetação decídua ocorre sazonalmente, enquanto que, de coníferas os insumos são verdes e contínuos;	Richardson et al.(2004) Ellison et al. (2005) van Mantgem et al. (2009)
	Decomposição é mais rápida no detrito da vegetação decídua do que nas coníferas.	Kominoski et al. (2011)
Vegetação com fixação de nitrogênio. (<i>Eucalyptus</i> e <i>Pinus</i>)	Alta qualidade para plantas de fixação de nitrogênio, e baixa qualidade para outras espécies;	Graça et al. (2002)
	Há maior desenvolvimento em terras agrícolas e como espécies invasoras, provocando a perda de espécies, reduzindo a variação genética e influenciando no processamento do detrito nos ecossistemas aquáticos.	LeRoy et al. (2006; 2007) Fischer et al. (2007) Bailey et al. (2009) Griffiths et al. (2009)
Redução naVariação genética	Diminui a estabilidade das raízes associadas à espécies híbridas causando perda da vegetação devido erosões, podendo influenciar na quantidade das entradas terrestres nos ambientes aquáticos.	Follstad Shah et al. (2010)

O conhecimento acerca das condições abióticas também é fundamental, pois as propriedades químicas da água são influenciadas pelas variáveis ambientais, como por exemplo, do tempo de decomposição da serrapilheira, período hidrológico, composição do solo e temperatura. É importante realizar estudos que permitam conhecer como os fatores climáticos podem influenciar na decomposição vegetal e na relação presa-predador. Tais abordagens podem fornecer uma visão mais detalhada sobre os efeitos ambientais nas teias alimentares naturais.

Nesse contexto, é importante ressaltar que as planícies de inundação sempre foram áreas de interesse desde as primeiras civilizações, tais como aquelas da Mesopotâmia e do Egito, que se desenvolveram nas áreas dos rios Tigre, Eufrates e Nilo, devido às suas características geográficas e ecológicas (Di Baldassarre et al. 2010). Muitos estudos têm revelado o impacto da sociedade nos sistemas hidrológicos na maioria das regiões do mundo (Di Baldassarre et al. 2010; Wagener et al. 2010) e são necessários investimentos em gestão dos recursos hídricos (Sivapalan et al. 2012). Atualmente, ainda há limitações na

compreensão das interações entre as dimensões hidrológicas, sociais, e na dinâmica das planícies de inundação. Nessas áreas a atividade humana é considerada uma força externa relevante e devem ser tratada em conjunto e não separadamente (Harvey et al. 2012; Pappenberger et al. 2012; Winsemius et al. 2012).

Assim, estudos acerca das teias alimentares, em planícies de inundação, devem incluir investigações em relação às questões ecológicas, físicas, químicas, hidrológicas e sociais.

3. Referências

Abrantes KG, Barnett A, Marwick TR, Bouillon S (2013) Importance of terrestrial subsidies for estuarine food webs in contrasting East African catchments. *Ecosphere* 4:14. doi: 10.1890/ES12-00322.1

Agostinho AA (1985) Estrutura da população, idade e crescimento de *Rhynelapsabtus* (Osteichthys, Loricariidae) do Rio Paranapanema, Pr. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos

Agostinho AA e Zalewski M (1996) A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação. Eduem, Maringá

Agostinho AA, Thomaz SM, Vera CM, Winemiller KO (2000) Biodiversity in the high Parana river floodplain. In: Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds.) Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, 89-118

Agostinho AA, Gomes LC, Thomaz SM, Hahn NS (2004) The Upper Parana River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (eds.) The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, Pp. 381-393

Allan JD (1981) Determinants of diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in a mountain stream. *Can J Fish Aquat Sci* 38:184-192

Anderson JPE, Domsch KH (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol Biochem* 21:471-479. doi: 10.1016/0038-0717(89)90117-X

Angelini R, Morais RJ, Catella AC, Resende EK, Libralato S (2013) Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control? *Ecol Model* 253:82-96. doi:org/10.1016/j.ecolmodel.2013.01.001

Araujo-Lima CARM, Forsberg BR, Victoria R, Martinelli L (1986) Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* 234:1256-1258. doi: 10.1126/science.234.4781.1256

Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer-Reil LA, Thingstad F (1983) The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol Prog Ser* 10:57-263. doi: 10.3354/meps010257

Baldassarre D, Montanari G, Lins A et al (2010) Flood fatalities in Africa: from diagnosis to mitigation. *Geophys Res Lett* 37:L22402-15. doi: 10.1029/2010GL045467

Baldwin DS and Mitchell AM (2000) The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: A synthesis. *River Res Appl* 16:457-467. doi: 10.1002/1099-1646(200009/10)16:5<457::AID-RRR597>3.0.CO;2-B

Baxter CV, Fausch KD and Saunders WC (2005) Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey linkstreams and riparian zones. *Freshw Biol* 50:201-220. doi: 10.1111/j.1365-2427.2004.01328.x

Bayley PB (1995) Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience* 45: 153-158

Bellmore R, Baxter VC, Martens K and Connolly PJ (2013) The floodplain food web mosaic: a study of its importance to salmon and steelhead with implications for their recovery. *Ecol Appl* 23:189-207. doi: 10.1890/12-0806.1

Benedito-Cecilio E, Araújo-Lima CARM, Forsberg BR et al (2000) Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fish Manag Ecol* 7:305-315

Benedito-Cecilio E and Araujo-Lima CARM (2002) Variation in the carbon isotope composition of *Semaprochilodus insignis*, a detritivorous fish associated with oligotrophic and eutrophic Amazonian rivers. *J Fish Biol* 60:1603-1607. doi: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02453.x

Benstead JP, March JG, Fry B, et al (2006) Testing IsoSource: stable isotope analysis of a tropical fishery with diverse organic matter sources. *Ecology* 87:326-333. doi: 10.1890/05-0721

Bouillon S, Moens T, Overmeer I, Koedam N, Dehairs F (2004) Resource utilization patterns of epifauna from mangrove forests with contrasting inputs of local versus imported organic matter. *Mar Ecol Prog Ser* 278:77-88

Boschker HTS and Middelburg JJ (2002) Stable isotopes and biomarkers in microbial ecology. *FEMS Microbiol Ecol* 40:85-95

Boston HL and Hill WR (1991) Photosynthesis light relations of stream periphyton communities. *Limnol Oceanogr* 36:644-656

Brett MT, Kainz MJ, Taipale SJ and Seshan H (2009) Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proc Natl Acad Sci* 106:21197-21201. doi: 10.1073/pnas.0904129106

Caraco NF and Cole JJ (2004) When terrestrial organic matter is sent down the river: The importance of allochthonous C inputs to the metabolism of lakes and rivers. In: Polis GA, Power ME and Huxel GR (eds) *Food webs at the landscape level*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp 301-316

Cernusak LA, Hutley LB (2011) Stable isotopes reveal the contribution of corticular photosynthesis to growth in branches of *Eucalyptus miniata*. *Plant Physiol* 155:515-23. doi: 10.1104/pp.110.163337

Cole JJ, Carpenter SR, Pace ML et al (2006) Differential support of lake food webs by three types of terrestrial organic carbon. *Ecol Lett* 9:558-568. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00898.x

Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF et al (2011) Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen and hydrogen. *Proc Natl Acad Sci* 108:1975-1980. doi:10.1073/pnas.1012807108

Cotner JB and Biddanda BA (2002) Small players, large role: microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems* 5:105-121. doi: 10.1007/s10021-001-0059-3

Costa RS, Okada EK, Agostinho AA, Gomes LC (2012) Variação temporal no rendimento e composição específica da pesca artesanal do Alto rio Paraná, PR - Brasil: os efeitos crônicos dos barramentos. *Boletim do Instituto de Pesca* 38: 199-213

Cummins KW (1974) Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24:631-641

Cunha EQ, Stone LF, Ferreira EPB, Didonet AD and Moreira JAA (2012) Atributos físicos, químicos e biológicos de solo sob produção orgânica impactados por sistemas de cultivo. *Rev Bras Eng Agr Ambient* 16: 56-63. doi: 10.1590/S1415-43662012000100008

Cunha-Santino MB and Bianchini Jr I (2006) The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnol Bras* 18:321-334

Davis III SE, Childers DL and Noe GB (2006) The contribution of leaching to the rapid release of nutrients and carbon in the early decay of wetland vegetation. *Hydrobiologia* 569:87-97. doi: 10.1007/s10750-006-0124-1

Davis III SE and Childers DL (2007) Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. *Estuar Coast Shelf Sci* 71:194-201. doi.org/10.1016/j.ecss.2006.07.010

Dawson TE, Mambell S, Plamboeck AH, Templer PH and Tu KP (2002). Stable isotopes in plant ecology. *Annu Rev Ecol Syst* 33:507-59. doi: 10.1146

Del Giorgio P and Cole JJ (1998) Bacterial growth efficiency in aquatic systems. *Annu Rev Ecol Syst* 29:503-541. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.503 pp.503-541

Doering M, Uehlinger U, Ackermann T, Woodtli M, Tockner K (2011) Spatiotemporal heterogeneity of soil and sediment respiration in a river-floodplain mosaic (Tagliamento, NE Italy). *Freshw Biol* 56:1297-1311. doi: 10.1111/j.1365-2427.2011.02569.x

Frighetto RTS (2000) Análise da biomassa microbiana em carbono: método de fumigação extração. In: Frighetto RTS, Valarini PJ (Coords) Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, pp 157-166

Fuentes N, Güde H, Wessels M, Straile D (2013) Allochthonous contribution to seasonal and spatial variability of organic matter sedimentation in a deep oligotrophic lake (Lake Constance). *Limnologica* 43:122-130. doi: 10.1016/j.limno.2012.06.003

Fugi R (1993) Estratégias alimentares utilizadas por cinco espécies e peixes comedoras de fundo do alto Rio Paraná / PR-MS. Dissertação, Universidade Federal de São Carlos

Fuhrman JA and Azam F (1982) Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. *Mar Biol* 66:109-120. doi: 10.1007/BF00397184

Fuhrman JA, Steele JA (2008) Community structure of marine bacterioplankton: patterns, networks, and relationships to function. *Aquat Microb Ecol* 53: 69-81

Gerking SD (1994) Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego, California

Gimenes MR, Lopes VE, Loures-Ribeiro A, Mendonça LB e Dos Anjos L (2007) As aves da planície alagável do alto rio Paraná. Editora Universidade Estadual de Maringá, Maringá

Gomes LC and Agostinho AA (1997) Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindacher, in upper Paraná river, Brazil. *Fish Manage Ecol* 4:263-274. doi: 10.1046/j.1365-2400.1997.00119.x

Gonçalves Jr JF, França JS, Medeiros AO, Rosa CA and Callisto M (2006) Leaf breakdown in a tropical stream. *Int Rev Hydrobiol* 91:164-177. doi:10.1002/iroh.200510826

Hahn MW (2006) The Microbial diversity of Inland Waters. *Biotechnology* 17:256. doi: 10.106/j.copbio.2006.05.006

Hall RO and Meyer JL (1998) The trophic significance of bacteria in a detritus based stream food web. *Ecology* 79:1995-2012. doi: 10.1890/0012-9658(1998)079[1995:TTSOBI]2.0.CO;2

Hamilton AT, Barbour MT and Bierwagen BG (2010) Implications of global change for the maintenance of water quality and ecological integrity in the context of current water laws and environmental policies. In: Stevenson RJ and Sabater S (eds) *Global change river ecosystem-implications for structure, function and ecosystem services*. *Hydrobiologia* (in press). doi 10.1007/s10750-010-0316-6

Harvey H, Hall JW and Peppé R (2012) Computational decision analysis for flood risk management in an uncertain future. *J Hydroinform* 14:537-561. doi:10.2166/hydro.2011.055

Hoeinghaus DJ, Vieira JP, Costa CS et al (2011) Estuary hydrogeomorphology affects carbon sources supporting aquatic consumers within and among ecological guilds. *Hydrobiologia* 673:79-92. doi:10.1007/s10750-011-0751-z

Hofman J and Dusek L (2003) Biochemical analysis of soil organic matter and microbial biomass composition a pilot study. *Eur J Soil Biol* 39:217-224. doi: 10.1016/j.ejsobi.2003.08.002

Jin H, Sun OJ, Liu J (2010) Changes in soil microbial biomass and community structure with addition of contrasting types of plant litter in a semiarid grassland ecosystem. *J Plant Ecol* 3:209-217. doi: 10.1093/jpe/rtq001

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci.*106:110-127

Kominoski JS and Rosemond AD (2012) Conservation from the bottom up: forecasting effects of global change on dynamics of organic matter and management needs for river networks. *Freshw Sci*, 31:51-68. doi: 10.1899/10-160.1

Kon K, Hoshino Y, Kanou K, et al (2012) Importance of allochthonous material in benthic macrofaunal community functioning in estuarine salt marshes. *Est Coast Shelf Sci* 96: 236-244. doi 10.1016/j.ecss.2011.11.015

Lau DCP, Leung KMY, Dudgeon D (2009) Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? *J N Am Benthol Society* 28(2):426-439. doi: 10.1899/07-079.1

Layman CA, Araújo MS, Boucek R et al (2012) Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biol Rev* 87:545-562 doi: 10.1111/j.1469-185X.2011.00208.x

Lowe-McConnell, RH (1999) Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo

Maeda M, Lee WJ and Taga N (1983) Distribution of lipopolysaccharide, an indicator of bacterial biomass, in subtropical areas of the sea. *Mar Biol* 76: 257-262

Manetta GI, Benedito-Cecilio E, Martinelli LA (2003) Carbon sources and trophic position of the main species of fishes of Baía River, Paraná river floodplain, Brazil. *Braz J Biol* 63:283-290. doi: 10.1590/S1519-69842003000200013

Mann KH (1972) Introductory re-marks. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, 29:13-16

Martinez CBR, Cólus IMS (2002) Bioindicadores em peixes neotropicais para o monitoramento da poluição aquática na bacia do Rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, pp. 551-557

Minshall GW (1967) Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a wood land spring brook community. *Ecology* 48:139-149. doi: 10.2307/1933425

Marcarelli AM, Baxter CV, Madeleine M et al (2011) Quantity and quality: unifying food web and ecosystem perspectives on the role of resource subsidies in freshwaters. *Ecology* 92: 1215-1225

Miranda LE, Wigen SL and Dagle JD (2013) Reservoir floodplains support distinct fish assemblages. *River Res Applic*. doi: 10.1002/rra.2641

Moore JC, Berlow EL, Coleman DC et al (2004) Detritus, Trophic Dynamics and Biodiversity. *Ecol Lett* 7:584-600. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x

Neilson R, Boag B, Hartley G (2005) Temporal host-parasite relationships of the wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*(L.) as revealed by stable isotope analyses. *Parasitology* 131:279-85. doi:10.1017/S0031182005007717

O'Brien DM, Schrag DP, Martínez del RC (2000) Allocation to reproduction in a hawkmoth: a quantitative analysis using stable carbon isotopes. *Ecology* 81:2822-2831. doi: 10.1890/0012-9658(2000)081[2822:ATRIAH]2.0.CO;2

Pace ML, Carpenter SR, Cole JJ et al (2004) Whole lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. *Nature* 427: 240-243. doi: 10.1038/nature02227

Pace ML, Carpenter SR, Cole JJ et al (2007) Does terrestrial organic carbon subsidize the planktonic food web in a clearwater lake? *Limnol Oceanogr* 52:2177-2189. doi: 10.4319/lo.2007.52.5.2177

Pappenberger F, Dutra E, Wetterhall F and Cloke HL (2012) Deriving global flood hazard maps of fluvial floods through a physical model cascade. *Hydrol Earth Syst Sci* 16:4143-4156. doi: 10.5194/hess-16-4143-2012

Peld (2000-2002) On line doc. Descrição dos locais de amostragem. http://www.peld.uem.br/Relat2000/2_2_CompBioticoDesLocAmost.PDF. Acesso 26 junho 2013.

Pelz O, Cifuentes LA, Hammer BT, Kelley CA, Coffin RB (1998) Tracing the assimilation of organic compounds using $\delta^{13}\text{C}$ analysis of unique amino acids in the bacterial peptidoglycan cell wall. *FEMS Microbiol Ecol* 25: 229-240

Peretti D, Andrian IF (2004) Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná river floodplain, Brazil. *Environ Biol Fish* 71:95-103. doi: 10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1

Peterson BJ and Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol* 18: 293-320. doi:org/10.1146/annurev.es.18.110187.001453

Phillips DL and Gregg JW (2003) Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136: 261-269. doi: 10.1007/s00442-003-1218-3

Pomeroy LR (1974) The ocean food web a changing paradigm. *Bioscience* 24: 499-504. doi: 10.2307/1296885

Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83:703-718. doi: 10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USITET]2.0.CO;2

Reynolds CS (2008) A changing paradigm of pelagic food webs. *Int Rev Hydrobiol* 93:517-531. doi 10.1002/iroh.200711026

Rubenstein DR and Hobson KA (2004) From birds to butterflies: animal movement patterns and stable isotopes. *Trends Ecol Evol* 19:256-263. doi: 10.1016/j.tree.2004.03.017

Sherr BF and Sherr EB (2000) Marine microbes: an overview. In: Kirchman D (ed) *Microbial Ecology of the Oceans*, Wiley-Liss, New York. pp 13-46

Silva HP, Petry AC and da Silva CJ (2010) Fish communities of the Pantanal wetland in Brazil: evaluating the effects of the upper Paraguay river flood pulse on baía Caicara fish fauna. *Aquat Ecol* 44:275-288. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s10452-009-9289-9>

Sivapalan M, Savenjie HG, and Bloschl G (2012) Socio-hydrology: a new science of people and water. *Hydrol Process* 26:1270-1276. doi: 10.1002/hyp.8426

Smoot JC and Findlay RH (2010) Caloric needs of detritivorous gizzard shad *Dorosomacepedianum* are met with sediment bacterial and algal biomass. *Aquat Biol* 8:105-114. doi: 10.3354/ab00202

Solomon CT, Carpenter SR, Clayton MK et al (2011) Terrestrial, benthic and pelagic resource use in lakes: results from a three isotope Bayesian mixing model. *Ecology* 92:1115-1125. doi: 10.1890/10-1185.1

Souza-Filho, EE, Comunello E, Rocha PC (2004a) Flood Extension in the Baía-Curutuba-Ivinhema Complex of the Parana river floodplain. In: Agostinho, AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM, Miranda LE (Org.). Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. Eduem, Maringá, pp 19-24

Souza-Filho EE, Rocha PC, Comunello E, Stevaux JC (2004b) Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS (Ed) The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Netherlands, pp 55-74

Stanford JA, Lorang MS and Hauer FR (2005) The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Proc Int Ass Theor Appl Limnol* 29:123-136

Stevaux JC, Filho EES, Martins EDP (2004) Characteristics and dynamics of the Paraná river channel bedform: an approach to study the influences of the Porto Primavera dam, sand mining, and channel construction. In: Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz S M and Miranda LE (eds.). Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Editora Universidade Estadual de Maringá, Maringá, pp 15-18

Stoler AB and Rick AR (2013) Bottom-up meets top-down: leaf litter inputs influence predator-prey interactions in wetlands. *Oecologia* 173:249-257. doi: 10.1007/s00442-013-2595-x

Swift MJ, Heal OW and Anderson JM (1979) Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Blackw Scient Public, 66-117

Tate KR, Ross DJ and Feltham CW (1988) A direct extraction method to estimate soil microbial C: Effects of experimental variables and some different calibration procedures. *Soil Biol Biochem* 20: 329-335

Thomaz SM, Pagioro TA, Bini LM, Roberto MC and Rocha RRA (2004) Limnology of the upper Paraná floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM and Miranda LE (eds.) Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain, Maringá, pp. 37-42

Tockner K, Lorang MS, Stanford JA (2010a) River flood plains are model ecosystems to test general hydrogeomorphic and ecological concepts. *River Res Appl* 26:76-86. doi: 10.1002/rra.1328

Tockner K and Stanford JA (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308-330. doi: 10.1017/S037689290200022X

Vance ED, Brookes PC and Jenkinson DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19:703-707. doi: dx.doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6

Vander Zanden MJ and Rasmussen JB (2001) Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. *Limnol Oceanogr* 46: 2061-2066

Waas S, Werner RA, Starck JM (2010) Fuel switching and energy partitioning during the postprandial metabolic response in the ball python (*Python regius*). *J Exp Biol* 213:1266-71. doi: 10.1242/jeb.033662

Wagner T, Sivapalan M, Troch PA, et al (2010) The future of hydrology: An evolving science for a changing world. *Water Resour Res* 46: W05301. doi:10.1029/2009WR008906

Weisse T (1989) The microbial loop in the Red Sea: dynamics of pelagic bacteria and heterotrophic nanoflagellates. *Mar Ecol Progr Ser* 55:241-250

Werth M, Kuzyakov Y (2009) Partitioning of CO_2 efflux from soil planted with maize by ^{13}C natural abundance and root exclusion. *J Plant Nutr Soil Sci* 172:487-499. doi: 10.1002/jpln.200700085

Werth M, Kuzyakov Y (2010) ^{13}C fractionation at the root-microorganisms-soil interface: a review and outlook for partitioning studies. *Soil Biol Biochem* 42:1372-1384. doi: 10.1016/j.soilbio.2010.04.009

Wetzel RG (1995) Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshw Biol* 33: 83-89. doi: 10.1111/j.1365-2427.1995.tb00388.x

Whitman WB, Coleman DC, Wiebe WJ (1998) Prokaryotes: The Unseen Majority. *Proc Natl Aca Scie* 95:6578-6583. doi: 10.1073/pnas.95.12.6578

Winsemius HC, Van Beek LPH, Jongman B, Ward PJ and Bouwman AN (2012) A framework for global river flood risk assessments. *Hydrol Earth Syst Sci Discuss* 9:9611-9659. doi: 10.5194/hessd-9-9611-2012

Wipfli MW and Baxter CV (2010) Linking ecosystems, food webs, and fish production: subsidies in salmonid watersheds. *Fisheries* 35:373-387. doi: 10.1577/1548-8446-35.8.373

Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, Chaussod R, Brookes PC (1990) Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169. doi: 10.1016/0038-0717(90)90046-3

Yang LH, Edwards KF, Byrnes JE, Bastow JL, Wright AN, and KO (2010) A meta-analysis of resource pulse consumer interactions. *Ecol Monogr Spe* 80:125-151. doi: 10.1890/08-1996.1

Young HS, McCauley DJ, Dirzo R, Dunbar RB, Shaffer SA. 2010. Niche partitioning among and within sympatric tropical seabirds revealed by stable isotope analysis. *Mar Ecol Prog Ser* 416:285-94. doi: 10.3354/meps08756

CAPÍTULO 2

Quantificação e determinação isotópica da biomassa microbiana e a origem das fontes de carbono que compõem a matéria orgânica do solo e do sedimento

A normatização bibliográfica está de acordo com o periódico de publicação *Environmental Biology of Fishes* (Anexo 1)

RESUMO

O objetivo desse estudo foi analisar a variabilidade isotópica da biomassa microbiana, quantificar o carbono microbiano e conhecer a origem das fontes de energia que compõem a matéria orgânica alóctone e autóctone, nos períodos de seca e cheia, em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. A amostragem foi realizada em transecto e as amostras coletadas foram armazenadas e preparadas adequadamente para extração da biomassa microbiana. A assinatura isotópica da biomassa microbiana variou significativamente, enquanto que não houve variabilidade na porcentagem de carbono microbiano entre os ambientes amostrados. De maneira geral, os valores isotópicos da biomassa microbiana revelaram que as fontes que mais contribuíram na composição da matéria orgânica originaram-se de plantas C₃. No entanto, para o subsistema Paraná foram registrados valores isotópicos mais enriquecidos, indicando relevante participação das plantas com metabolismo C₄. Os valores mais deplecionados da biomassa microbiana autóctone foram observados para os pontos do meio das lagoas, principalmente, na estação da cheia, onde apresentaram menores porcentagens de carbono microbiano. Esse resultado indicou a possibilidade de ocorrência de microrganismos metanotróficos. Assim, são fundamentais os estudos acerca da origem das fontes que compõem a matéria orgânica, e sustentam as comunidades aquáticas, e que são informações importantes para que ocorram ações para a conservação desses recursos.

Palavras-chave: isótopos estáveis, microrganismos, fluxo de energia, planície de inundação

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the isotopic variability of microbial biomass and quantify microbial carbon from allochthonous and autochthonous organic matter, in the dry and wet period, in the environments of the floodplain of the upper Paraná River. The sampling was conducted in transect and samples were stored and prepared properly for the extraction of microbial biomass. The isotopic signature of microbial biomass varied significantly, while there was not variability in the percentage of microbial carbon between the environments. Generally, the isotopic values of microbial biomass sources showed that the largest contribution to the composition of organic matter originated from the vegetation C3 metabolism. However for the Paraná subsystems were recorded more enriched isotopic values, indicating significant share of plants with C4 metabolism. Values more depletion autochthonous microbial biomass were observed for the deeper, especially in the rainy season, which had lower percentages of microbial carbon. This result indicates the possibility of predominance of methanotrophic microorganisms. So, are fundamental studies about the origin of the sources that compose the organic matter and sustain aquatic communities, and are important information for actions for the conservation of these resources.

Keywords: stable isotopes, microorganisms, energy flow, floodplain.

1. Introdução

As planícies de inundação são conhecidas como regiões biogeoquimicamente ativas (Tockner et al. 2010), onde há entradas intensas e constantes de fontes de carbono de várias origens, e que apresentam relevante complexidade nas interações tróficas (Bellmore et al. 2013).

Nestes ambientes, é fundamental conhecer a origem das fontes de carbono, pois esses dados podem contribuir com informações acerca dos recursos que compõem a matéria orgânica e o detrito disponibilizados às cadeias alimentares. Entre os estudos realizados acerca da biomassa microbiana de solo e sedimento, destaca-se o uso de $\delta^{13}\text{C}$, pelo fato, de que os organismos refletem, isotopicamente, a sua fonte de carbono (DeNiro e Epstein 1978, Peterson e Fry 1987). Assim, a composição de $\delta^{13}\text{C}$ da microbiota indica a procedência do carbono por ela assimilado, revelando a origem das fontes que compõem o substrato para a produção microbiana (Peterson e Fry 1987; Pelz et al. 1998; Boschker e Middelburg, 2002), e conseqüentemente, o detrito que será utilizado pelos consumidores.

Muitos trabalhos evidenciaram que a matéria orgânica do solo apresenta as assinaturas isotópicas da vegetação presente (Gouveia et al. 2002; Martinelli et al. 2009). Enquanto que a do sedimento consiste, principalmente, de uma mistura de diferentes fontes, autóctones e alóctones, isto é, o material produzido dentro do sistema como macrófitas, bentos, perifíton, fitoplâncton, como também o material importado do meio terrestre (Middelburg et al. 1997, Dubois et al. 2012). Neste caso, os microrganismos dependem das características de cada ambiente, podendo apresentar alterações relevantes na composição isotópica, como no metabolismo microbiano. Dessa forma, ambientes com diferentes composições de fontes de carbono apresentarão também comunidades microbianas distintas (Torres et al. 2011). Destaca-se que os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná apresentam elevada diversidade vegetal, entre elas matas, arbustos, gramíneas, macrófitas e herbáceas.

Para entender o fluxo de matéria entre os produtores e os consumidores, é fundamental investigar a origem da matéria orgânica do solo (alóctone) e sedimento (autóctone) e sua distribuição espacial. A composição sedimentar pode ser afetada por vários fatores, entre eles, as características de cada ambiente, além da quantidade e qualidade do aporte de material terrestre. Como conseqüência, é esperado o surgimento de uma nova fonte de carbono na composição sedimentar, que será utilizada pela comunidade aquática. Diante disso, o presente

estudo teve como objetivo principal, analisar a biomassa microbiana da matéria orgânica do solo e do sedimento, por meio de isótopos estáveis de $\delta^{13}\text{C}$, buscando identificar as possíveis fontes de carbono que compõem a matéria orgânica nos diferentes ambientes. O trabalho foi realizado sob a hipótese de que não existe diferença significativa, entre as biomassas microbianas da matéria orgânica, nos ambientes estudados, da planície de inundação do alto rio Paraná.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A planície de inundação do alto rio Paraná, está localizada na divisa dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (22°45'S e 53°30'W).

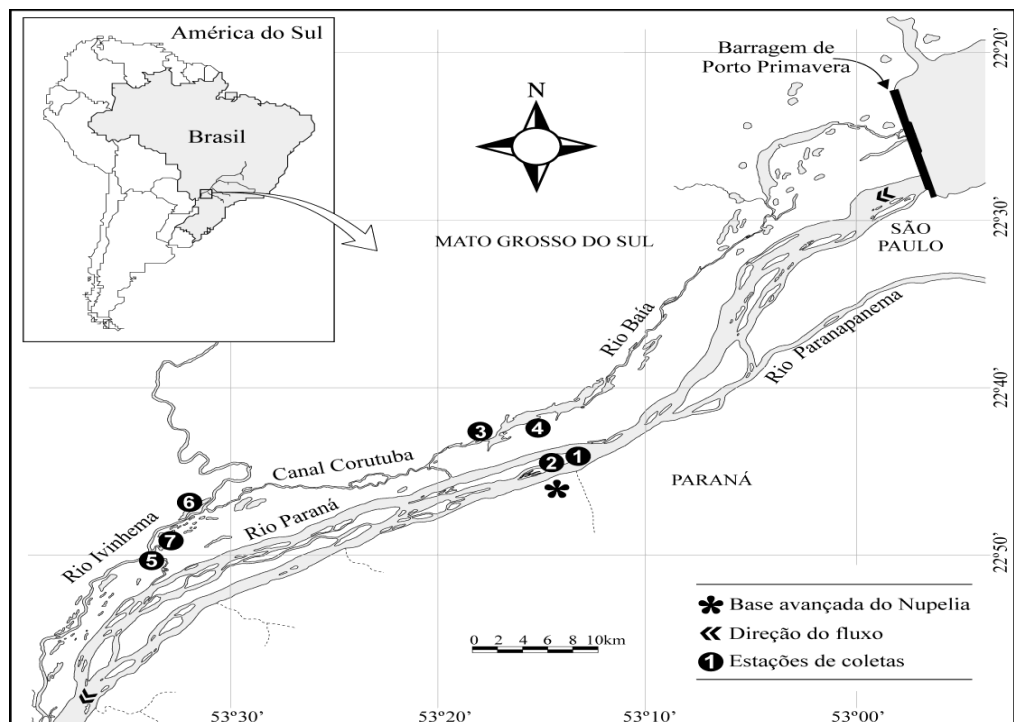


Figura 3. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná, com destaque para as áreas amostradas no presente estudo. Os ambientes amostrados foram: 1 = Lagoa das Garças (Lga); 2 = Ressaco do Pau Véio (Rpv); 3 = Lagoa do Guaraná (Lgua); 4 = Lagoa Pousada das Garças); 5 = Canal Ipoitã (Cipo); 6 = Lagoa Finado Raimundo (Lfra); 7 = Lagoa dos Patos (Lpa).

O presente estudo compreendeu os subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema da planície de inundação do alto rio Paraná (Figura 3).

Para o subsistema Paraná foram estudadas a lagoa das Garças e o Ressaco do Pau Véio. A lagoa das Garças (22°43'27.18"S; 53°13' 4.56"W) com profundidade média de 2,0m, possui vários extratos de vegetação ripária e gramínea, enquanto que, o Ressaco do Pau Veio (22°44'50.76"S; 53°15'11.16"W) apresenta profundidade média de 1,8 m e sua vegetação é composta por campos de pastagens, ingás (*Inga uruguensis*) e *Croton* (Figura 4).



Figura 4. Ilustração da vegetação das lagoas estudadas no subsistema Paraná.

No subsistema Baía (Figura 5), Neste subsistema foi estudada a lagoa do Guaraná (22°43'16.68"S; 53°18' 9.24"W) que possui profundidade média de 2,1m e margens cobertas por 95% de gramíneas e 5% por arbustos. E a lagoa Pousada das Garças (22°42' 1.14"S; 53°15'23.52"W) apresenta profundidade média de 2,3 m e a vegetação ripária é composta em 50% por gramíneas, 40% por ciperáceas (*Cyprus sp*) e 10% de *Polygnum*.



Figura 5. Ilustração da vegetação ripária do canal principal do rio Baía e das lagoas estudadas.

No subsistema Ivinhema, os ambientes estudados foram a canal Ipoitã ($22^{\circ}50' 7,56''S$; $53^{\circ}33' 43,5''W$), que apresenta profundidade média de 3,2 m, e sua vegetação marginal é composta em 25% por mata, 25% por arbustos e 50% por gramíneas. A lagoa Finado Raimundo ($22^{\circ}47' 57.6''S$; $53^{\circ}32'29.16''W$), é a maior em comprimento e com profundidade média de 3,2 m, e é composta em 80% por mata, onde o gênero predominante é *Cecropia*, 10% por arbustos e 10% por *Polygnum*. A lagoa dos Patos ($22^{\circ}49'33,66''S$; $53^{\circ}33'9,9''W$), é constituída de pequenas baías com profundidade média 3,5 m, e a vegetação predominante é *Polygnum* (100%) (Figura 6).



Figura 6. Ilustração da vegetação que compõem o Rio Ivinhema e as lagoas amostradas.

2.2. Delineamento amostral

a. Dados abióticos

As coletas foram realizadas em julho de 2010 (período de seca) e março 2011 (período de cheia) na planície de inundação do alto rio Paraná nos três subsistemas: Paraná, Baía e Ivinhema. Foram tomados os dados abióticos em triplicatas de cada ambiente. As características limnológicas de cada ambiente amostrado são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros abióticos referentes aos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema no período de seca e do subsistema Paraná no período de cheia.

Dados abióticos	Subsistemas			
	Seca			cheia
	Paraná	Baía	Ivinhema	Paraná
Oxigênio (mg/l)	8,2 ± 1,03	8,7 ± 0,53	8,9 ± 1,04	4,74 ± 1,94
Temperatura água(°C)	20,3 ± 0,33	22,8 ± 0,74	17,91 ± 0,25	27,7 ± 0,22
Temperatura ar (°C)	21,8 ± 3,06	27,6 ± 4,95	18,5 ± 0,87	26,8 ± 0,75
pH	7,4 ± 0,2	6,8 ± 0,17	7,7 ± 0,8	6,1 ± 0,23
Condutividade (µS.cm-1)	65,0 ± 0,54	29,5 ± 0,87	43,33 ± 3,07	53,2 ± 5,20

No período de cheia não foi possível amostrar o subsistema Ivinhema e o Baía, devido à elevada inundação ocorrida neste período (Figura 7). Nota-se, que para o mês de julho de 2010, o nível hidrométrico foi de aproximadamente 2,5 metros, enquanto que, março de 2011, apresentou o maior nível hidrométrico, superior a 6 metros, o que dificultou a amostragem em alguns ambientes da área de estudo.

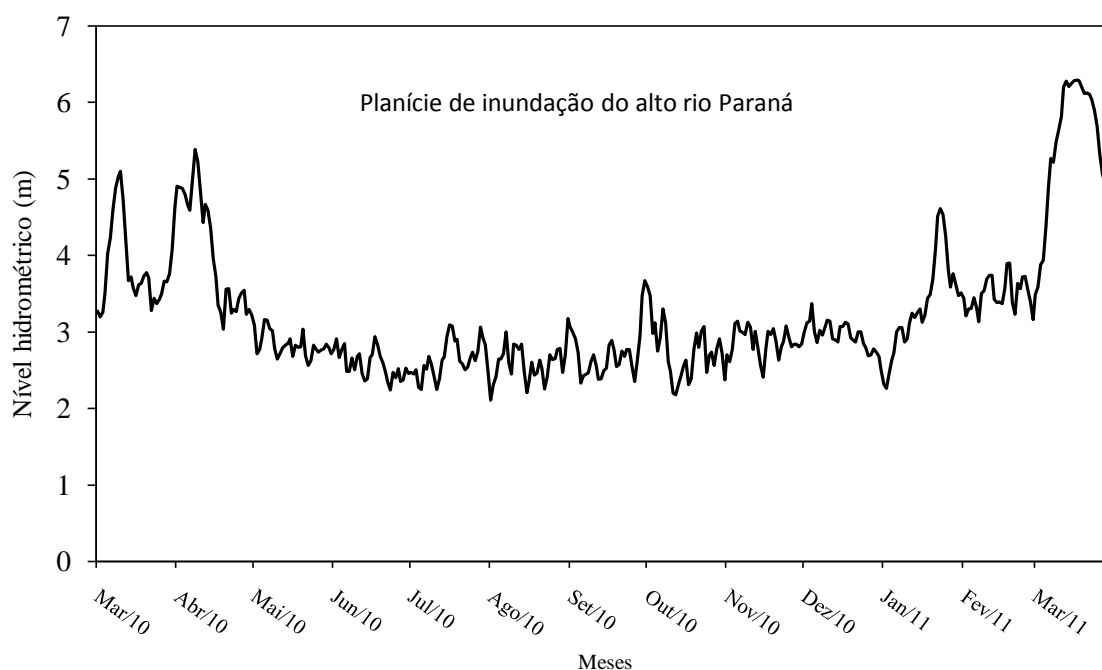


Figura 7. Nível hidrométrico dos períodos de seca e cheia na planície de inundação do alto rio Paraná. Nível hidrométrico dos anos de 2010 e 2011 (http://www.peld.uem.br/peld-nivel_fluviometrico.htm).

b. Carbono da biomassa microbiana do solo e sedimento

O carbono microbiano alóctone (solo) e autóctone (sedimento) foi obtido através do método de fumigação-extração com clorofórmio (Vance et al. 1987). A fumigação do solo com clorofórmio destrói as células microbianas liberando o constituinte microbiano na amostra, permitindo sua extração (Frighetto 2000).

Para as amostras de solo foi utilizado um coletor de solo tipo “corer sampler”, com 5 cm de diâmetro e profundidade de 0-10 cm. As amostras de sedimento foram coletadas em secção de 0-5 cm de profundidade, com o auxílio de um “corer sampler” especial para sedimento, com o intuito de evitar a influência da coluna de água (Figura 8). As amostras de solo e sedimento foram armazenadas em sacos plásticos etiquetados e refrigeradas. As amostragens de solo e de sedimentos foram realizadas em forma de transecto, sendo compostas por quatro amostras de solo (S1, S2, S3 e S4) e três amostras de sedimento (Se1, Se2 e Se3). Nos casos das lagoas de dimensões maiores foram coletadas cinco amostras de sedimento (Se1, Se2, Se3, Se4 e Se5). As amostras de solo foram obtidas próximas a margem, com distâncias de aproximadamente 2 metros entre os pontos (S1 e S2; S3 e S4). No caso do transecto do sedimento as amostras foram obtidas próximas as margens das lagoas (Se1 e Se3) e no meio (Se2). Para as lagoas maiores as amostras de sedimento foram obtidas próximas as margens (Se1 e Se5) e as três amostras (Se2, Se3 e Se4) foram obtidas em longo das lagoas em distâncias aproximadamente similares.

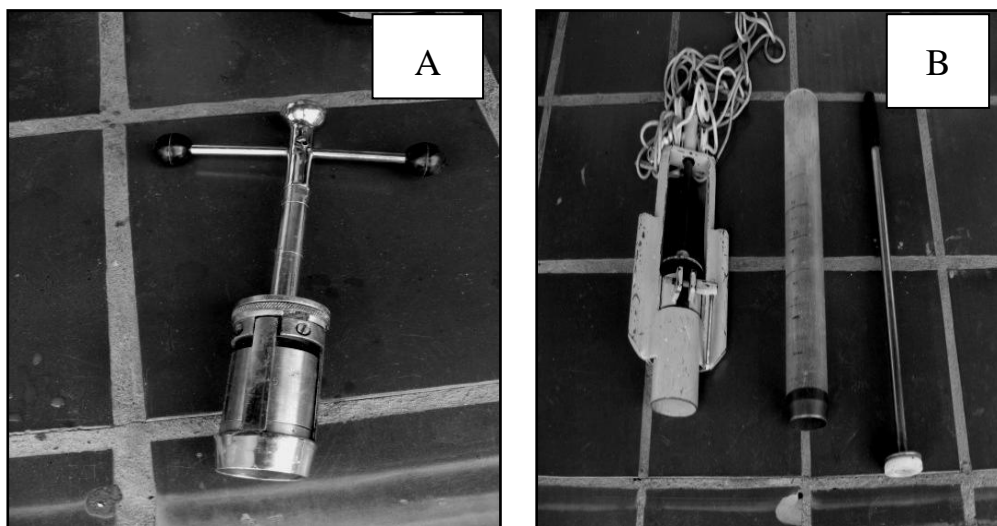


Figura 8. Amostrador tipo corer sampler para solo (A) e para sedimento (B).

No laboratório de Ecologia Energética da Universidade Estadual de Maringá, as amostras foram submetidas ao processo de fumigação-extração com clorofórmio de acordo com a metodologia adaptada por Vance et al. (1987).

Ao preparar o material, restos de raízes e macrofauna foram cuidadosamente removidos. O procedimento foi seguido da subdivisão de cada amostra de solo e de sedimento em quatro réplicas. Em seguida, foram pesadas em balança de precisão, aproximadamente 10g de cada amostra, e duas réplicas foram destinadas a extração sem fumigação e duas para a fumigação e extração com clorofórmio. O extrato da amostra não fumigada contém somente matéria orgânica extracelular, enquanto que o extrato fumigado contém matéria orgânica extracelular e intracelular (Hofman e Dusek, 2003).

Para a extração sem fumigação, foram adicionados 40 ml de solução de Sulfato de Potássio (K_2SO_4) a 0,5M às réplicas (amostras não fumigadas). Para a extração seguida da fumigação com clorofórmio, as demais réplicas foram, primeiramente, colocadas dentro de um dessecador previamente forrado com papel absorvente molhado em água destilada. Esse procedimento teve como objetivo manter a umidade dentro do dessecador. Em seguida, foi inserido no centro do dessecador um pequeno béquer com 25 ml de clorofórmio livre de álcool, e adicionado fragmentos de porcelana para ebulição e adicionado 1ml de clorofórmio do béquer em cada amostra. O dessecador foi fechado e inserido em bomba, a vácuo, para a vaporização do clorofórmio dentro do dessecador até a sua ebulição por, aproximadamente, dois minutos. A bomba a vácuo foi retirada e o dessecador lacrado.

As amostras foram mantidas, em capela, em ausência de luminosidade, à temperatura ambiente (aproximadamente 25 °C) por 24 horas. Após este período foi realizada a retirada do béquer e com o auxílio da bomba a vácuo, acoplada ao dessecador, o vapor de clorofórmio foi totalmente removido, com aproximadamente dez repetições (Figura 9).



Figura 9. Ilustração do sistema utilizado para a remoção do clorofórmio.

Posteriormente, foram adicionados 40 ml de solução do extrator K_2SO_4 a 0,5M, com a finalidade de recuperar o constituinte celular liberado na amostra pelo fumigante (Tate et al. 1988). A amostra não fumigada (nfum) e aquela fumigada (fum) foram submetidas à agitação por 30 minutos a 200 rpm e filtradas a vácuo utilizando papel filtro (Watman, n°. 42) após o descarte dos primeiros ml da suspensão.

Os extratos preparados foram enviados ao laboratório UC Davis Stable Isotope Facility, EUA para a análise de Carbono Orgânico Total e determinação isotópica em espectrômetro de massa, de acordo com a expressão:

$$\delta^{13}C = [(R_{amostra} / R_{padr\tilde{a}o}) - 1] \times 10^3$$

onde:

$$R = {}^{13}C : {}^{12}C$$

Os valores das razões isotópicas foram expressos com a notação delta (δ) e em partes por mil (‰), relativos ao padrão internacional *PeeDee Belemnite* (PDB).

2.3. Análise dos dados

O Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BM}) foi calculado usando os resultados da Concentração de Carbono Orgânico Total, por meio da equação (Vance et al. 1987):

$$C_{BM} = (C_{fum} - C_{nfum}) / K_{CE}$$

O C_{fum} é o carbono fumigado com clorofórmio e C_{nfum} é o carbono que não recebeu o tratamento com o clorofórmio. Para coeficiente de extração da biomassa microbiana (K_{CE}) foi utilizado o valor de 0,45 por grama de peso seco, utilizado em solos inundados (Wu et al. 1990). Para determinar $\delta^{13}C$ da biomassa microbiana foi necessário calcular o balanço de massa de acordo com a equação:

$$\delta^{13}C_{BM} = (\delta^{13}C_{fum} \times C_{fum} - \delta^{13}C_{nfum} \times C_{nfum}) / C_{fum} - C_{nfum}$$

As análises gráficas e os testes estatísticos, paramétricos e não-paramétricos, foram realizados com auxílio do programa Statistica. Para comparação das diferenças entre as médias isotópicas das fontes e dos subsistemas estudados foi utilizado ANOVA-*one way*. Nos casos, em que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram atendidos, foi utilizado o teste Kruskal-Wallis. Para isso, foi considerado 5% de nível de significância.

3. Resultados

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da biomassa microbiana da matéria orgânica do solo (alóctone) e do sedimento (autóctone) foram obtidos para os períodos de seca e de cheia na planície de inundação do alto rio Paraná (Tabela 5).

Tabela 5. Média isotópica, desvio padrão e número de amostras (n) da biomassa microbiana de origem alóctone e autóctone dentro de cada ambiente estudados, nos períodos de seca e cheia (média \pm desvio padrão), nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema.

Subsistemas	Lagoas	Códigos	Seca				Cheia*			
			Biomassa microbiana Alóctone		Biomassa microbiana Autóctone		Biomassa microbiana Alóctone		Biomassa microbiana Autóctone	
			media	desvio	n	n	media	desvio	n	n
Paraná	Garças	Lga	-23,8 \pm 4,1	4	-21,6 \pm 2,8	3	-25,2 \pm 4,5	4	-30,2 \pm 2,2	3
	Ressaco Pau Véio	Rpv	-26,5 \pm 0,5	2	-17,5 \pm 1,0	3	-27,6 \pm 0,1	2	-27,5 \pm 0,9	3
Baía	Guaraná	Lgua	-31,6 \pm 2,0	5	-31,5 \pm 4,1	5	*		-28,4 \pm 3,9	5
	Pousada das Garças	Lpga	-31,9 \pm 2,1	4	-31,0 \pm 7,6	5	*		-30,29 \pm 2,2	5
Ivinhema	Patos	Lpa	-29,1 \pm 0,5	4	-24,9 \pm 1,0	5	*		*	
	Finado Raimundo	Lfra	-26,4 \pm 3,4	3	-27,3 \pm 6,6	5	*		*	
Total (n)				22		26		6		16

*Ausência de dados devido à inundação dos pontos de amostragem.

A variação espacial da composição isotópica microbiana, de origem alóctone e autóctone, foi analisada nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, e apresentaram diferenças significativas entre os ambientes estudados (autóctone: $H = 13,57$; $p = 0,03$ e alóctone: $H = 18,14$; $p = 0,005$).

As assinaturas isotópicas mais deplecionadas foram registradas para a lagoa do Guaraná, lagoa Pousada das Garças, e também foram similares para ambas as biomassas microbianas (autóctones/alóctones). Os valores mais enriquecidos foram registrados para a lagoa das Garças e Ressaco do Pau Veio. Porém, destaca-se que a biomassa microbiana de

origem autóctone apresentou valores isotópicos mais elevados em comparação com a biomassa microbiana alóctone (Figura 10).

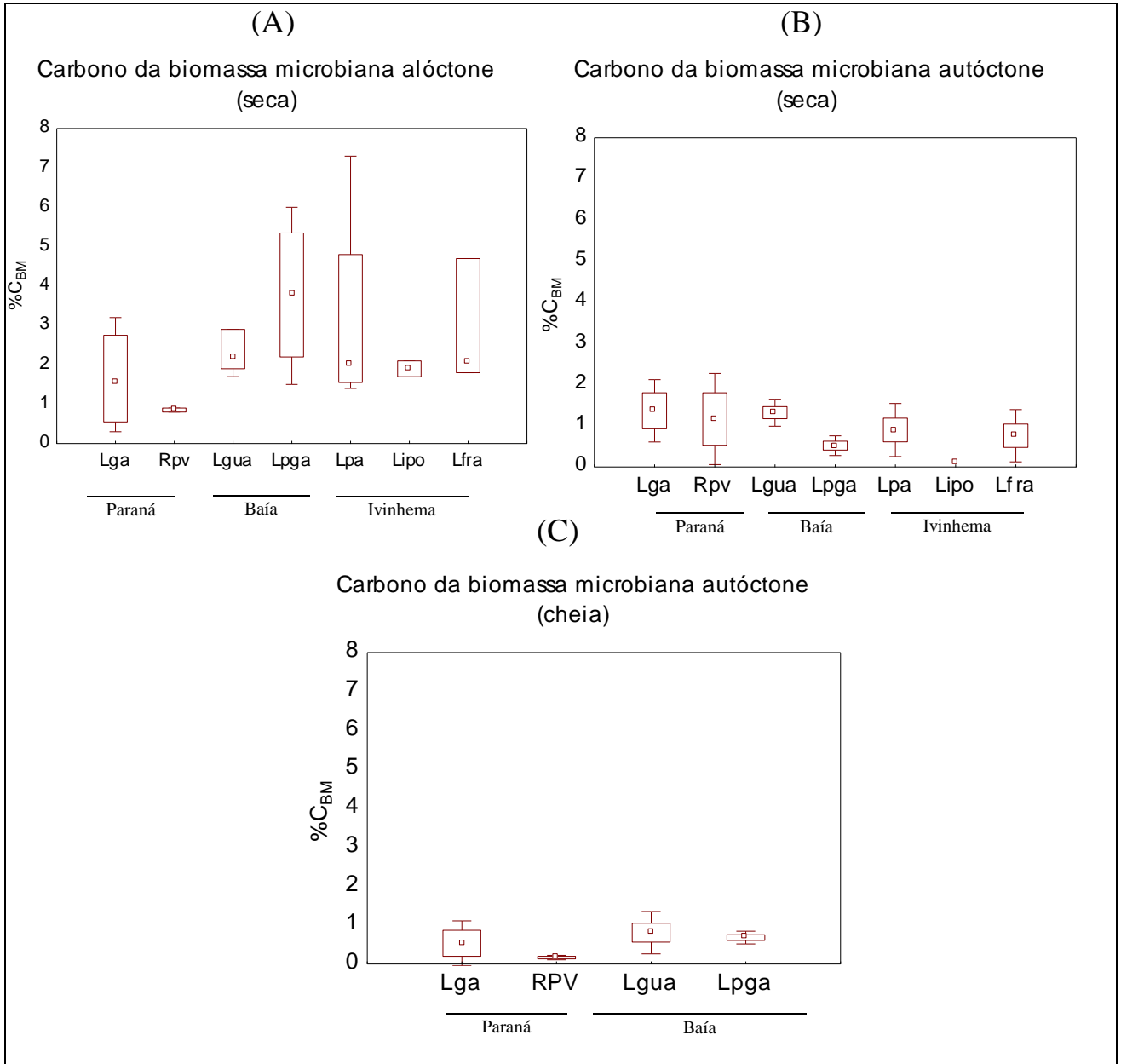


Figura 10. Quantificação do carbono microbiano (%) nos subsistema Paraná, Baía e Ivinhema da planície de inundação do alto rio Paraná. (A) carbono da biomassa microbiana alóctone no período de seca. (B) carbono da biomassa microbiana autóctone no período de seca.

Destaca-se que a maior percentagem de carbono microbiano foi registrada para a biomassa microbiana alóctone (4%) representada pelo solo da lagoa Pousada das Garças. Para os demais ambientes o carbono microbiano alóctone foi de aproximadamente de 2% (Figura 10 A).

A percentagem do carbono microbiano autóctone foi maior no período da seca apresentando valores de até 1,5% (Figura 10 A e B). Enquanto que, no período de cheia, a percentagem do carbono microbiano autóctone foi menor, abaixo de 1% (Figura 10 C).

Não foram registradas diferenças espaciais significativas entre a percentagem de carbono da biomassa microbiana de origem alóctone no período de seca (Kruskal Wallis: $H = 6,45$; $p = 0,37$), e autóctone (Anova: $F = 1,4$; $p = 0,25$), como também no período de cheia, para o carbono da biomassa microbiana de origem autóctone (Kruskal Wallis: $H = 4,49$; $p = 0,21$).

De maneira geral, a percentagem do carbono microbiano e os valores isotópicos registrados em cada ponto da transecção mostraram-se menores para os pontos centrais do sedimento e maiores para os pontos do solo (Figuras 11, 12 e 13).

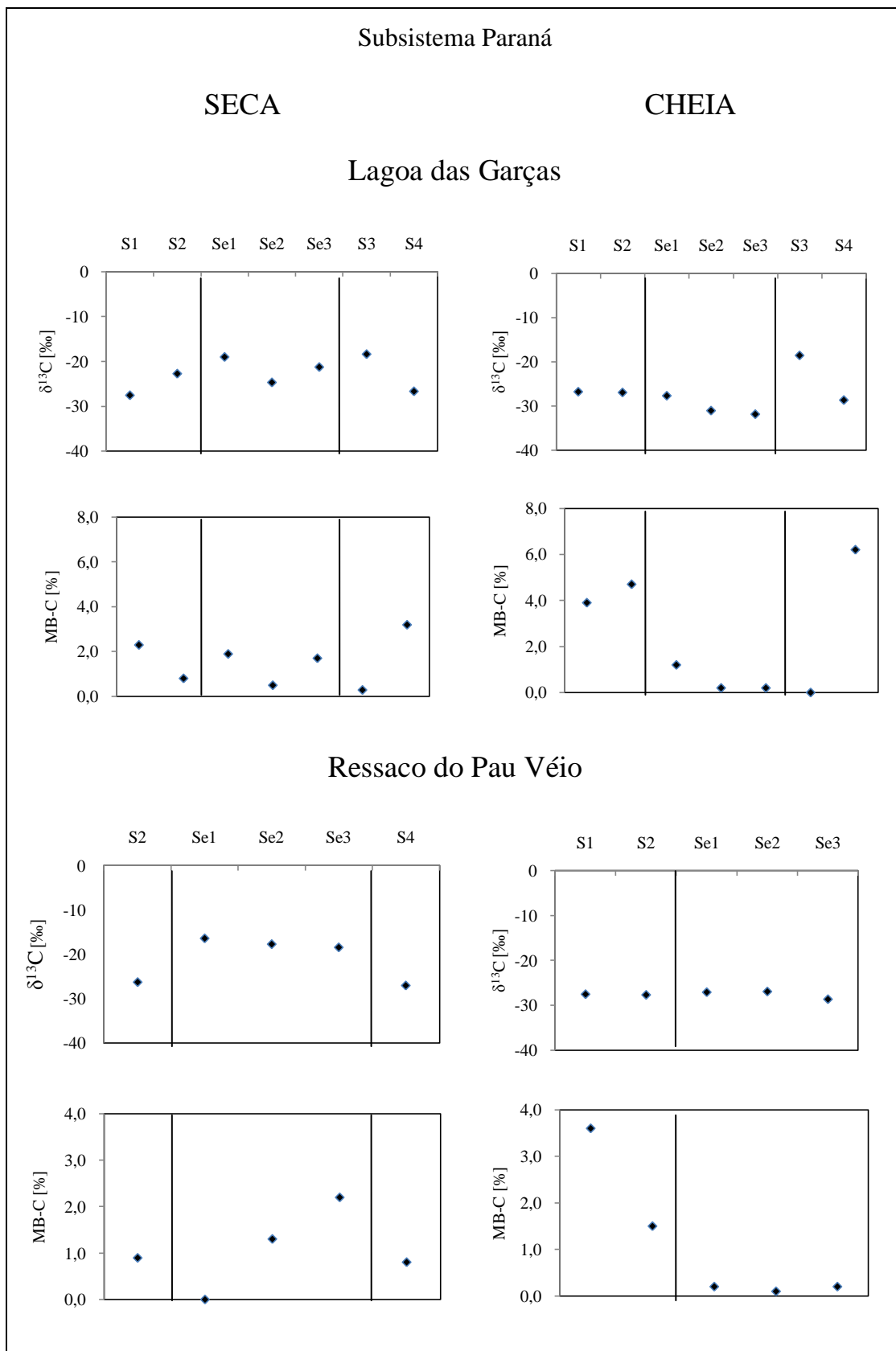


Figura 11. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Paraná no período de seca e de cheia na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2 e Se3 para as amostras de sedimento.

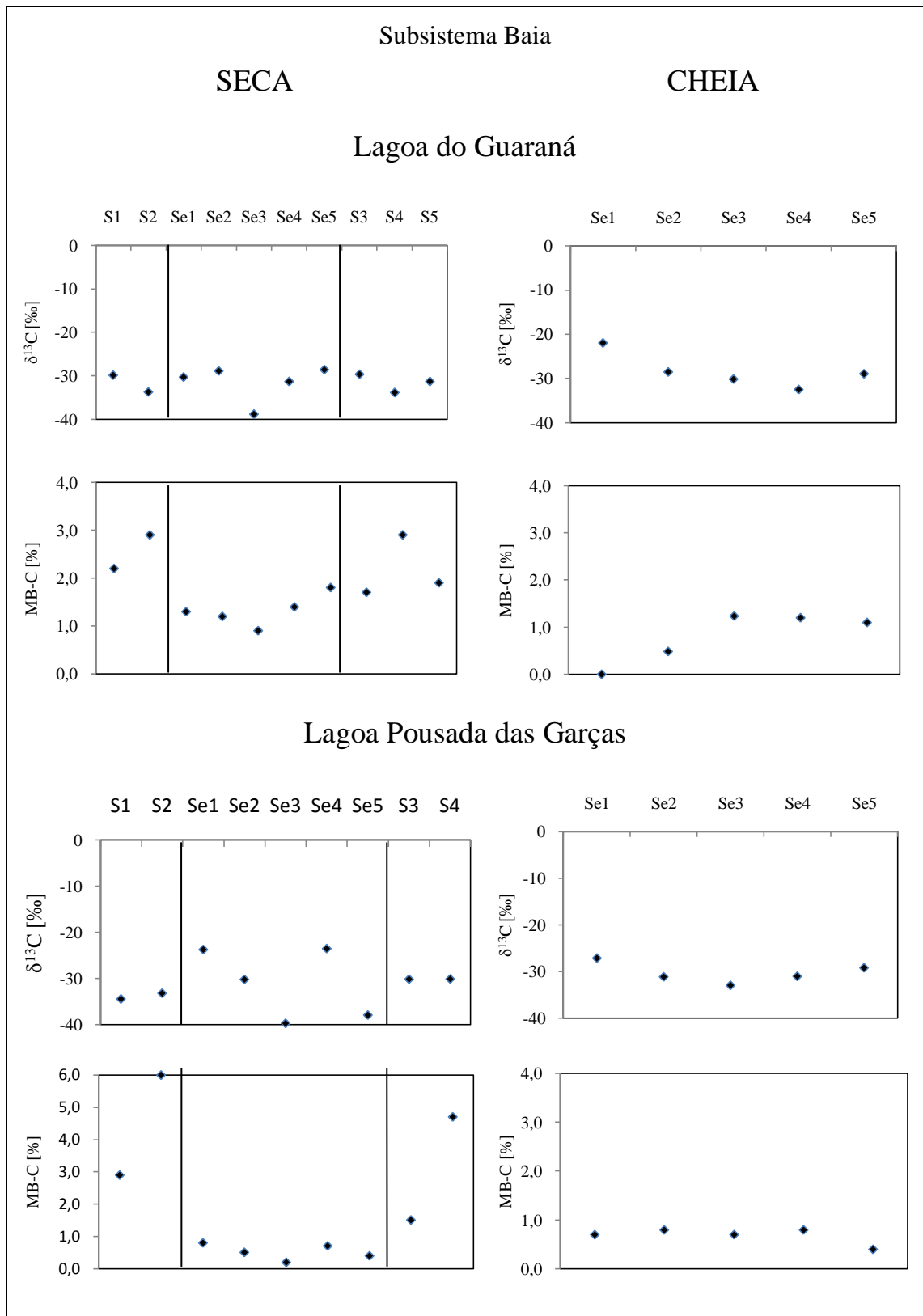


Figura 12. Valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Baia no período de seca e de cheia. Na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2, Se3, Se4 e Se5 para as amostras de sedimento.

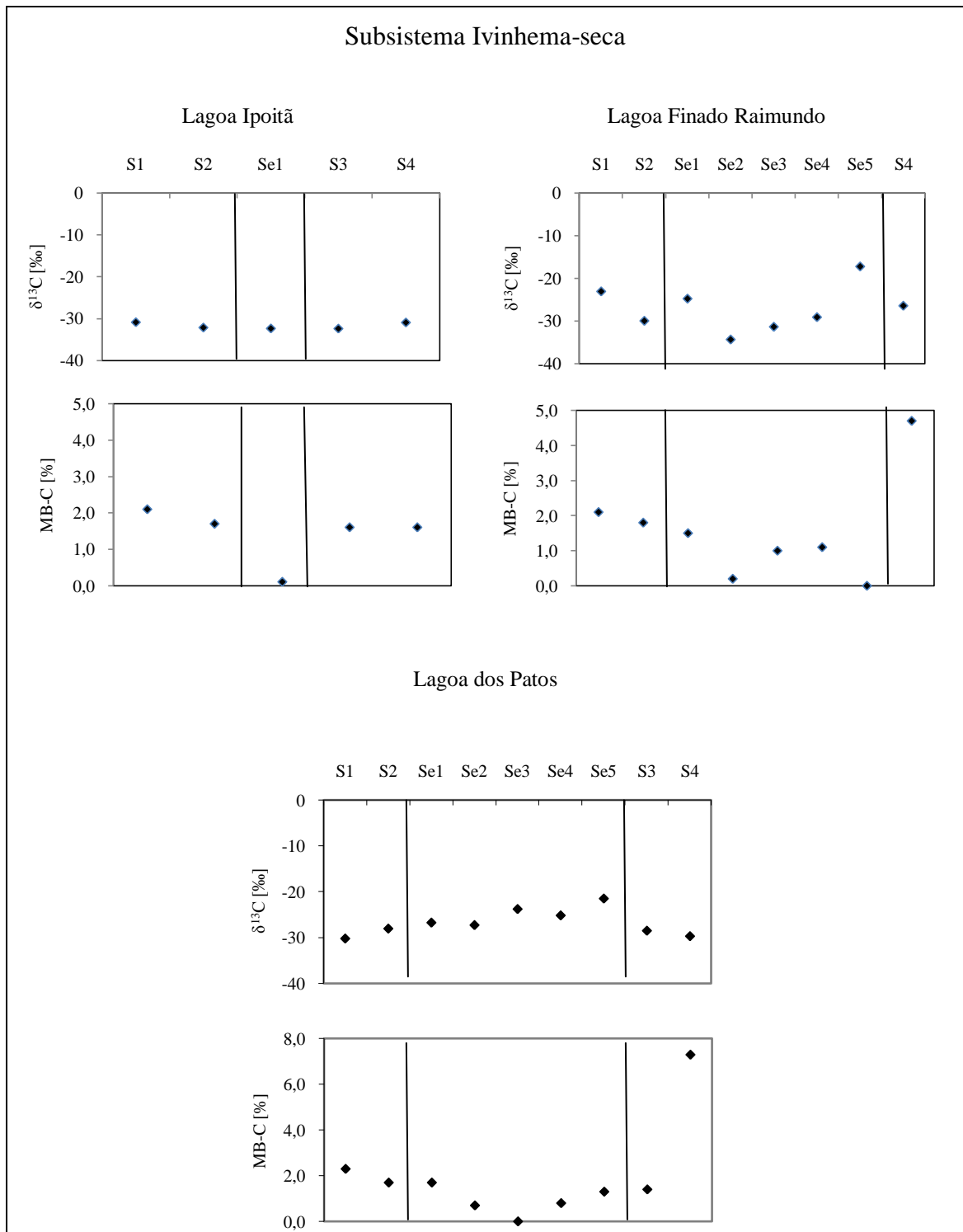


Figura 13. Valores $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e porcentagem (%) de carbono da biomassa microbiana em cada ponto da transecção para o subsistema Ivinhema no período da seca na planície de inundação do alto rio Paraná. As siglas S1, S2, S3 e S4 são referentes aos pontos do transecto para a amostragem de solo e Se1, Se2, Se3, Se4 e Se5 para as amostras de sedimento.

Os pontos do transecto com menores porcentagens de carbono microbiano apresentaram valores isotópicos mais deplecionados. Porém, foram registradas exceções para as Lagoas das Garças e Ressaco do Pau Veio. Considerando essas exceções, nota-se que a composição isotópica manteve valores similares de aproximadamente -30‰.

Padrões semelhantes também foram obtidos para o período da cheia (Figuras 11 e 12). Neste período, observou-se que material alóctone apresentou porcentagens de carbono microbiano mais elevado nesta fase, enquanto que, como característica dos períodos de cheia, a biomassa microbiana autóctone referente ao sedimento, apresentou porcentagens muito baixas de carbono microbiano, ou seja, abaixo de 1%. Porém, a composição isotópica também foi, aproximadamente, de -30‰, como evidenciado para o período de seca.

4. Discussão

A matéria orgânica de origem alóctone e autóctone constitui uma importante fonte de carbono, sendo depositada no sedimento e mineralizada pela comunidade microbiana, resultando na liberação de nutrientes para a coluna de água (Megoñal et al. 2004).

A composição e a atividade da biomassa microbiana são reguladas pela qualidade e disponibilidade do carbono, e o seu metabolismo pode estar relacionado com as características físicas, químicas, morfometria, acumulação e retenção de partículas e nutrientes no sedimento, como também pelas características edáficas da bacia de drenagem (Boström et al. 1988). Assim, solos e sedimentos com diferentes propriedades biogeoquímicas e diferentes fontes de carbono apresentam também comunidades microbianas com diferentes respostas catábolicas (Torres et al. 2011).

No presente estudo, a assinatura isotópica da biomassa microbiana indicou que a vegetação C₃ é a principal fonte de carbono que constitui a matéria orgânica, tanto de origem alóctone como autóctone, nos diferentes ambientes estudados. Porém, a determinação exata dessas fontes apresenta muitas dificuldades, devido à complexidade da matéria orgânica. Dubois et al. (2012) estimou, através de traçadores isotópicos, a composição da matéria orgânica do sedimento, e constatou uma vasta mistura de fontes de diversas origens, entre elas, plantas fanerógamas, gramíneas, zoobentos, fitoplâncton e macroalgas, e apresentaram alta variabilidade espacial.

No entanto, embora os isótopos estáveis sejam ferramentas importantes em estudos ecológicos, é possível que ocorra alguma sobreposição isotópica entre as diferentes fontes do componente em estudo (Fry e Sherr 1984). Pois, as fontes que são isotopicamente diferentes entre si são facilmente determinadas. Por outro lado, as que possuem valores isotópicos similares podem não ser prontamente estimadas (Post 2002). Por exemplo, o sedimento das margens aquáticas possui valor de $\delta^{13}\text{C}$ similar aos da plantas C_3 (Tabela 3). Conseqüentemente, a biomassa microbiana do sedimento ou do solo dessa área, apresentará valores isotópicos similares aos da mesma vegetação.

Tabela 6. Variação dos valores isotópicos das diferentes fontes utilizado por Boutton et al. (1998).

	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
Plantas C_3	-32 a -22
Plantas C_4	-17 a -9
Sedimento das margens	-26
Sedimento do fundo	-35 a -15
Fitoplâncton	-35

De maneira geral, constatou-se, por meio dos valores isotópicos da biomassa microbiana, que as fontes de carbono mais disponíveis nos subsistemas são provenientes das plantas com metabolismo C_3 (Tabela 6). Essa vegetação possui média isotópica de -27 ‰ (Boutton et al. 1998). No entanto, corroborando com a complexidade da matéria orgânica, outra fonte que pode ser isotopicamente semelhante a da matéria orgânica de vegetação terrestre, é o fitoplâncton (Grey et al. 2000). Para evitar a sobreposição dos valores isotópicos, entre o fitoplâncton e a vegetação terrestre, estudos recentes têm utilizado $\delta^2\text{H}$ como traçador isotópico (Cole et al 2011; Solomon et al, 2011).

No entanto, o fitoplâncton é um recurso altamente requerido pela comunidade aquática e foi a fonte de energia mais utilizada por peixes detritívoros em vários estudos (Araujo-Lima et al. 1986; Benedito-Cecilio et al. 2000, Lopes 2001; Benedito-Cecilio et al. 2004, Lopes et al. 2007), e também, constatado no presente trabalho (capítulo 3). Diante disso, em estudos que afirmam que a fonte mais utilizada pelos peixes detritívoros são plantas C_3 , devem ser

considerados com ressalvas, pois há a possibilidade da espécie ter ingerido fitoplâncton, visto que em ambientes tropicais as algas são altamente requeridas, energeticamente, pela comunidade aquática.

No subsistema Paraná, verificou-se valores mais empobrecidos para algumas amostras alóctones e mais enriquecidos para as autóctones. Neste caso, é possível que a biomassa microbiana do sedimento utilizou recursos provenientes também de plantas com metabolismo C₄, que são encontradas nesse subsistema (Peld 2000; 2002).

Os subsistemas Baía e Ivinhema apresentaram valores de biomassa microbiana mais pobres em carbono, com valores mais deplecionados para o compartimento autóctone. Esse valor está relacionado com a profundidade, pois a porcentagem de carbono microbiano foi menor nos pontos mais profundos do transecto (Figuras 11, 12 e 13), principalmente, no período da cheia. Durante o período de inundações, ocorre deplecionamento do oxigênio, refletindo na atividade microbiana, havendo um predomínio dos microrganismos com respiração anaeróbica (Unger et al. 2009).

Observou-se, ainda, que alguns ambientes apresentaram, em especial durante a cheia, porcentagens menores de carbono microbiano, seguidos por valores isotópicos mais negativos (próximos a -40‰). Esse resultado pode ter ocorrido devido ao aumento da profundidade, favorecendo a ação dos microrganismos metanotróficos. Além disso, a profundidade também pode afetar a qualidade do material orgânico depositado no fundo, pois neste caso, a matéria orgânica sofre decomposição intensa na coluna de água, conseqüentemente, decresce a quantidade de carbono orgânico lábil que chega ao sedimento (Suess 1980; Meyer et al. 1998). Assim, em sistemas aquáticos mais rasos, ou em período de seca, os fornecimentos de carbono orgânico lábil e nutrientes podem ser mais elevados, enquanto que, nos mais profundos, pode ocorrer maior concentração de matéria orgânica refratária (Suess 1980).

Embora a biomassa microbiana reflita isotopicamente o recurso utilizado na decomposição, fornecendo informações da origem dessas fontes, o carbono pode chegar até a comunidade aquática por diversos caminhos. Estudos com quironomídeos revelaram que o carbono biogênico, utilizado pelos microrganismos metanotróficos, pode ser utilizado pelos peixes através de entradas terrestres de pupas e imagos de quironomídeos (Deines e Grey 2006). Os autores associaram os valores isotópicos empobrecidos das larvas de quironomídeos ao deplecionamento do oxigênio no sedimento e à baixa probabilidade de serem consumidas por predadores, “in situ”, devido à profundidade. Dessa forma, uma grande proporção do carbono derivado do metano pode ser transportada para o meio terrestre,

juntamente com as pupas e os imagos, e serem, posteriormente, consumida por peixes por meio das entradas terrestres nos ecossistemas aquáticos.

Em um lago da Alemanha, peixes bentônicos, embora possam explorar o carbono metanotrófico das profundidades inferiores, também apresentaram valores isotópicos similares aos dos quironomídeos (Harrod e Grey 2006). Ravinet et al. (2010) também corroboraram com tais resultados em estudos realizados na Finlândia.

Diante do exposto, a hipótese de que não existe diferença entre os valores isotópicos da biomassa microbiana alóctone e autóctone, foi rejeitada, pois foi significativamente diferente. No entanto, sugere-se cautela ao interpretar a importância de determinada fonte de carbono para os consumidores aquáticos, pelo fato, de que as vias de acesso do carbono aos consumidores são muito variadas. Estudos têm demonstrado que organismos ingeriram, predominantemente, material alóctone, não assimilaram esse material, e sim fontes autóctones (Brito et al. 2006). Afirmar que o consumidor utilizou vegetação ripária pode ser um equívoco, pois o consumidor pode ter assimilado a energia do fitoplâncton, que por sua vez, utilizou a vegetação terrestre. Para isso, é essencial que os trabalhos envolvam todos os potenciais contribuintes presentes no ambiente. Ou seja, incluir nos estudos, resultados em relação às fontes mais utilizadas pelo consumidor, análise do conteúdo estomacal e intestinal, estratégias alimentares, variáveis ambientais, juntamente com o uso dos isótopos estáveis. Assim, será possível obter informações sobre a preferência alimentar do organismo, o que foi consumido e o que foi assimilado, ou seja, quais foram as fontes responsáveis para a obtenção de energia pela espécie.

Para isso, também é fundamental o conhecimento acerca da origem das fontes de carbono que sustentam as comunidades aquáticas, pois essas informações são valiosas para que ocorra a conservação desses recursos, para que cheguem ao ecossistema aquático em quantidades ideais e qualidade necessária para a manutenção das comunidades aquáticas.

5. Referências

Araujo-Lima CARM, Forsberg BR, Victoria R, Martinelli L (1986) Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* 234:1256-1258. doi: 10.1126/science.234.4781.1256

Bellmore R, Baxter VC, Martens K, Connolly PJ (2013) The floodplain food web mosaic: a study of its importance to salmon and steelhead with implications for their recovery. *Ecol Appl* 23:189-207. doi:10.1890/12-0806.1

Benedito-Cecilio E, Araújo-Lima CARM, Forsberg BR et al (2000) Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fisheries Manag Ecol* 7:305-315

Benedito-Cecilio E, Dourado ECS, Lopes CA et al (2004) Estimation of the energy of producers and consumers in the upper Paraná river floodplain. In: Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM and Miranda LE. *The upper Paraná river floodplain long term ecological research*. EDUEM, Maringá, pp 145-149

Boschker HTS, Middelburg JJ (2002) Stable isotopes and biomarkers in microbial ecology. *FEMS Microbiol Ecol* 40:85-95

Boström B, Andersen JM, Fleischer S, Jansson M (1988) Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170:133-15

Boutton TW, Archer SR, Midwood AJ, Zitzer SF, Bol R (1998) $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma* 82: 5-41

Brito EF, Moulton TP, Souza ML and Bunn SE (2006) Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, southeast Brazil, *Austral Ecol* 3:623-633. doi: 10.1111/j.1442-9993.2006.01610.x

Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF et al (2011) Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen and hydrogen. *Proc Natl Acad Sci* 108:1975-1980. doi:10.1073/pnas.1012807108

Deines P, Grey J (2006) Site specific methane production and subsequent midge mediation within Esthwaite Water, UK. *Archiv für Hydrobiologie* 167:317-334. doi: 10.1127/0003-9136/2006/0167-0317

DeNiro MJ, Epstein S (1978) Carbon isotopic evidence for different feeding patterns in two hydra species occupying the same habitat. *Science* 201:916-908. doi: 10.1126/science.201.4359.906

Dubois S, Savoyea N, Grémarea A, Plusb (2012) Origin and composition of sediment organic matter in a coastal semi-enclosed ecosystem: An elemental and isotopic study at the ecosystem space scale. *J Mar Syst* 94: 64-73. doi: 0.1016/j.jmarsys.2011.10.009

Fry B, Sherr EB (1984) $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contrib Mar Sci* 27:13-47

Gouveia SEM, Pessenda LCR, Aravena R et al (2002) Carbon isotopes in charcoal and soils in studies of paleovegetation and climate changes during the late Pleistocene and the Holocene in the southeast and centerwest regions of Brazil. *Global Planet Change* 33: 95-106

Grey J, Jones RI, Sleep D (2000) Stable isotope analysis of the origins of zooplankton carbon in lakes of differing trophic state. *Oecologia* 123: 232-240.

Harrod C, Grey J (2006). Isotopic variation complicates analysis of trophic relations within the fish community of Plußsee: a small, deep, stratifying lake. *Arch Hydrobiol* 167:281-299

Lopes CA (2001) Variabilidade de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ em fontes alóctones e autóctones para cadeias alimentares na bacia do rio Paraná, entre a foz dos rios Paranapanema e Iguaçu. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá

Lopes CA, Benedito-Cecilio E, Martinelli LA (2007) Variability in the carbon isotope signature of *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae, Characiformes) a bottom-feeding fish of the Neotropical region. *J Fish Biol* 70:1649-1659. doi: 0.1111/j.1095-8649.2007.01388.x

Martinelli LA, Ometto, JPHB, Ferraz ES, Victoria RL et al (2009) Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. 144 p

Megonigal JP, Hines ME, Visscher PT (2004) Anaerobic Metabolism linkages to trace gases and aerobic processes. In: Schlesinger WH (ed) *Biogeochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp 317-424

Meyer JL, Wallace JB, Eggert SL (1998) Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. *Ecosystems*. 1:240-249

Middelburg JJ, Nieuwenhuize J, Lubberts RK and Vandeplassche O (1997) Organic carbon isotope systematics of coastal marshes. *Estuar Coast Shelf Sci* 45:681-687

Peld (2007) On line doc. <http://www.peld.uem.br/Relat2007/index07.htm>. Acesso 26 junho de 2013

Peld (2010 e 2011) On line doc. http://www.peld.uem.br/peld-nivel_fluviometrico.htm. Acesso em 28 de junho de 2013

Pelz O, Tesar M, Wittich RM et al (1998) Towards elucidation of microbial community metabolic pathways: unraveling the network of carbon sharing in a pollutant-degrading bacterial consortium by immunocapture and isotopic ratio mass spectrometry. *Appl Environ Microbiol* 64:4202-4209

Peterson BJ, Fry B (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu Rev Ecol Syst* 18:293-320. doi: 10.1146/annurev.es.18.110187.001453

Post DM (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. *Ecology* 83:703-718. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[0703:USIT ET]2.0.CO;2

Ravinet M, Syväranta J, Jones RI, Grey J (2010). A trophic pathway from biogenic methane supports fish biomass in a temperate lake ecosystem. *Oikos* 119:409-416. doi: 10.1111/j.1600-0706.2009.17859.x

Solomon CT, Carpenter SR, Clayton MK et al (2011) Terrestrial, benthic and pelagic resource use in lakes: results from a three isotope Bayesian mixing model. *Ecology* 92:1115-1125. doi: 10.1890/10-1185.1

Suess E (1980) Particulate organic carbon flux in the ocean surface productivity and oxygen utilization. *Nature* 288:260-262

Tockner K, Pusch M, Borchardt D, Lorang MS (2010) Multiple stressors in coupled river floodplain ecosystems. *Freshw Biol* 55:135-151. doi: 10.1111/j.13652427.2009.02371.x

Torres IC, Inglett KS, Reddy KR (2011) Heterotrophic microbial activity in lake sediments: effects of organic electron donors. *Biogeochemistry* 104:165-181. doi: 10.1007/s10533-010-9494-6

Unger S, Máguas C, Pereira JS, Aires LM, David TS, Werner C (2009) Partitioning carbon fluxes in a Mediterranean oak forest to disentangle changes in ecosystem sink strength during drought, *Agric Forest Meteorol* p. 949-961

Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil soil biochem.* 19:703-707. doi: 10.1016/0038-0717(87)90052-6

Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, Chaussod R, Brookes PC (1990) Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. *Soil Biol Biochem.* 22:1167-1169. doi: 10.1016/0038-0717(90)90046-3

CAPÍTULO 3

Variação nas contribuições autóctones e alóctones de energia para consumidor detritívoro em planície de inundação neotropical.

A normatização bibliográfica está de acordo com o periódico de publicação *Environmental Biology of Fishes* (Anexo 1)

RESUMO

O trabalho teve como objetivo analisar a variabilidade isotópica nas contribuições das fontes autóctones (biomassa microbiana do sedimento, fitoplâncton e perifíton) e alóctones (biomassa microbiana do solo) para o peixe detritívoro *Prochilodus lineatus*, na planície de inundação do alto rio Paraná. A composição isotópica das fontes de carbono e do consumidor variou, significativamente, entre os ambientes estudados, e o recurso mais utilizado pela espécie foi de origem autóctone representado pelo fitoplâncton, seguido pelo perifíton. O resultado indicou que a espécie utilizou de maneira diferente os recursos nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema. Assim, são importantes os estudos em relação aos fatores que induzem a espécie a utilizar, diferentemente, as fontes de carbono nos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chaves: isótopos estáveis, fontes de carbono, matéria orgânica, peixes, ecossistemas aquáticos.

ABSTRACT

The study aimed to analyze the isotopic variability and the contributions of autochthonous (sediment microbial biomass, phytoplankton and periphyton) and allochthonous (soil microbial biomass) sources to the detritivorous fish *Prochilodus lineatus*, in the floodplain of the upper Paraná River. The isotopic composition of carbon sources and consumers varied significantly among the environments studied, and the autochthonous resource, represented by the phytoplankton, was the most used by the species, followed by periphyton. The result indicated that the species used the resources differently in the subsystems Paraná, Baía e Ivinhema. Thus, the investigations in relation to the factors that induce the species to use, differently, the sources of carbon in aquatic ecosystems, are of fundamental importance.

Keywords: stable isotopes, carbon sources, organic matter, fish, aquatic ecosystems.

1. Introdução

As cadeias alimentares aquáticas são mantidas por fontes de detritos autóctones, derivadas do fitoplâncton, perífiton, sedimentos, macrófitas e microrganismos, como também pelo material alóctone, originário da vegetação terrestre (Cole et al. 2011). Historicamente, tem sido assumido que o carbono autóctone é responsável pela manutenção dos consumidores aquáticos, principalmente aquele proveniente das algas fitoplanctônicas, no entanto, os subsídios alóctones também podem ser relevantes como fontes de energia para as cadeias alimentares (Reynolds 2008; Kon et al. 2012; Fuentes et al. 2013).

Estudos acerca das interações alimentares têm relatado também a relevância da diversidade microbiana, devido à importância dos microrganismos na transformação de matéria e energia (Torsvik 1996), sendo estes responsáveis por grande parte do fluxo de energia nos ecossistemas (Wagener et al. 1998). Odum (1988) comenta que a matéria orgânica morta é transferida aos microrganismos e destes para os detritívoros e seus predadores.

Assim, a importância desses recursos é fundamental em planícies de inundação, devida a constante interação entre os sistemas aquático e terrestre, a hidrologia e a ecologia, além da relação existente entre os organismos e o mosaico de habitats (Malard et al. 2006; Winemiller et al. 2010; Tockner et al. 2010). Muitas espécies de peixes de áreas inundáveis apresentam características adaptativas que facilitam a exploração sazonal favorecida pelos pulsos de inundação, permitindo as mesmas, o uso destas áreas para reprodução, refúgio e alimentação (Schiemer e Reckendorfer 2000; Welcomme et al. 2006, Berra 2007; Bisson et al. 2009).

Essas adaptações evolutivas são influenciadas pela sazonalidade e refletem na alimentação e na dieta das espécies de peixes. Hahn et al. (1997) e Bozza e Hahn (2010) têm relatado a mudança do espectro e da frequência alimentar dos peixes, ocasionada pela riqueza de alimento nos períodos de cheias. Stephens e Krebs (1986) descreveram que o forrageamento dos organismos visa otimizar a obtenção de nutrientes, e que a disponibilidade do alimento influencia na escolha alimentar do consumidor.

Em ambientes tropicais, grande parte da energia provém do material alóctone, pois a área florestada apresenta suprimentos consideráveis de serrapilheira e de vegetação ripária. Neste caso, é esperado que a produção autóctone seja limitada pelo sombreamento, havendo,

assim, um predomínio da energia alóctone, induzindo a cadeia de detritívoria (Vannote et al. 1980; Benedito-Cecilio et al. 2000; Benedito-Cecilio e Araujo-Lima 2002; Manetta et al. 2003; Lau et al. 2009).

Diante dessas evidências, outras pesquisas têm demonstrado que essa ocorrência não reflete plenamente em todas as situações, pois os autores afirmam que os recursos autóctones, especialmente, aqueles provenientes das comunidades fitoplanctônicas e perifíticas, muitas vezes são também importantes para os consumidores. Tais resultados foram registrados em várias pesquisas, entre elas destacam-se o estudo em pequenos riachos sombreados em Porto Rico (March e Pringle 2003), no Brasil (Moulton et al. 2004; Brito et al. 2006) e na Ásia tropical (Salas e Dudgeon 2001; Mantel et al. 2004, Yam e Dudgeon 2005), em regiões áridas (Bunn et al. 2006), na Austrália (Medeiros e Arthington 2010), no rio Orinoco (Lewis et al. 2001), na planície de inundação do rio Amazonas (Araújo-Lima et al. 1986).

Os peixes detritívoros têm utilizado recursos autóctones como fonte de energia. Essas espécies apresentam papel fundamental nos ecossistemas onde vivem, pois tornam a matéria orgânica presente no sedimento mais degradável pelos microrganismos, podendo atuar na depuração de cursos de água sujeitos à poluição orgânica (Agostinho 1985). Além disso, também são considerados como bons bioindicadores por serem bastante sensíveis aos poluentes (Martinez e Colus 2002).

Entre as espécies de peixes detritívoras destaca-se o migrador *Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1836) popularmente conhecido como curimba. Trata-se de um peixe de interesse comercial, pertencente à ordem Characiformes e à família Prochilodontidae, um grupo bastante abundante, com ocorrência em todos os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (Lowe-McConnell 1999). A espécie alimenta-se basicamente de lodo formado por sedimentos inorgânicos, detritos orgânicos, microinvertebrados e algas (Fugi 1993).

Diante disso, este trabalho teve como objetivo principal, investigar por meio do uso de $\delta^{13}\text{C}$, a contribuição dos recursos autóctones que incluem como principais fontes: fitoplâncton, perifíton e biomassa microbiana da matéria orgânica do sedimento. Como também, dos recursos de origem alóctone, a qual compreende a biomassa microbiana da matéria orgânica terrestre, para uma espécie de peixe detritívora (*P. lineatus*). Esse trabalho foi realizado sob a hipótese de que as fontes de carbono utilizadas pelo peixe detritívoro *P. lineatus* advêm dos recursos autóctones. Além disso, visa também elucidar qual o tipo de carbono que está sendo disponibilizado pela cadeia de detritívoria em planície de inundação neotropical.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

A planície de inundação do alto rio Paraná, está localizada na divisa dos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (22°45'S e 53°30'W) (Figura 14).

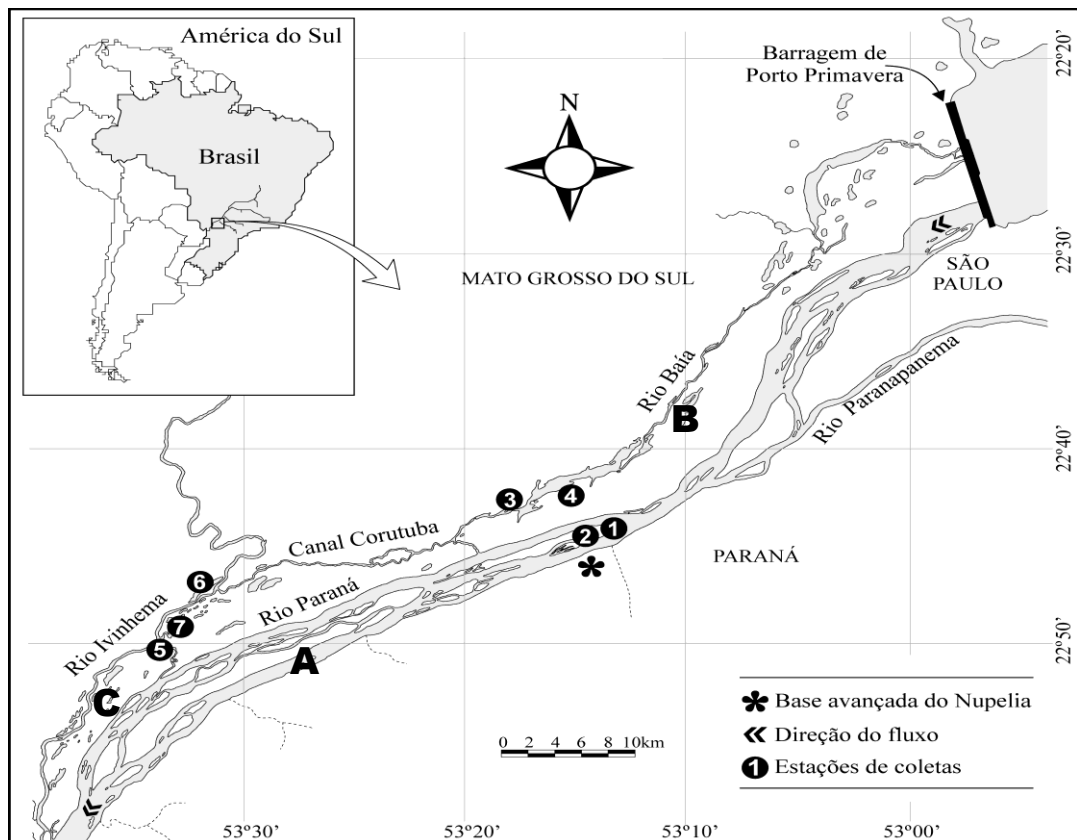


Figura 14. Mapa da planície de inundação do alto rio Paraná, com destaque para as áreas amostradas no presente estudo. Os ambientes amostrados foram: A = Rio Paraná; B = Rio Baía e C = Rio Ivinhema.

O rio Paraná (22°45'39.96"S; 53°15' 7.44"W) apresenta grande variações na profundidade, com média de 4,0 m, mas pode ultrapassar 15 m. A vegetação é formada por campos, árvores esparsas e gramíneas.

O rio Baía (22°43'23.16"S; 53°17' 25.5"W) têm profundidade média de 3,2 m, com vegetação ripária e campos afetados por atividades antrópicas e campos de várzeas, macrófitas aquáticas e gramíneas.

O rio Ivinhema (22°47'59.64"S; 53°32' 21.3"W) possui profundidade média de 3,9 m, e vegetação é bastante diversificada, desde herbácea, gramíneas, macrófitas e ripária em diferentes estágios de regeneração. Este ambiente apresenta características marcantes, diferenciadas e complexas. O regime hidrológico é bimodal, com cheias nos meses de dezembro a março, e de agosto a setembro (Souza-Filho et al. 2004a). Segundo os autores, ao atingir o nível de 4,0 m, a região de várzea é alagada e, conseqüentemente, há fluxo de materiais com os canais do subsistema. Além disso, este rio é influenciado pelo regime hidrológico do rio Paraná. Os pulsos de inundação ocorriam em média a cada cinco anos, no entanto, com o fechamento da barragem de Porto Primavera no rio Paraná, este evento está mais raro (Souza-Filho et al. 2004b).

2.2. Delineamento amostral

As coletas foram realizadas em julho de 2010 (seca) na planície de inundação do alto rio Paraná em três subsistemas: Paraná, Baía e Ivinhema. Foram tomados os dados abióticos em triplicatas de cada ambiente e as amostras de solo (alóctone) e sedimento (autóctone) foram obtidas em transecto. As características limnológicas de cada subsistema amostrado são apresentadas na Tabela 7. No período de cheia não foi possível amostrar os subsistemas devido à elevada inundação ocorrida neste período (Figura 15).

Tabela 7. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros abióticos referentes aos subsistemas Paraná, Baía e Ivinhema no período de seca.

Dados abióticos	Seca					
	Paraná		Baía		Ivinhema	
Oxigênio (mg/l)	8,2	± 1,03	8,7	± 0,53	8,9	± 1,04
Temperatura água(°C)	20,3	± 0,33	22,8	± 0,74	17,91	± 0,25
Temperatura ar (°C)	21,8	± 3,06	27,6	± 4,95	18,5	± 0,87
pH	7,4	± 0,2	6,8	± 0,17	7,7	± 0,8
Condutividade (µS.cm-1)	65,0	± 0,54	29,5	± 0,87	43,33	± 3,07

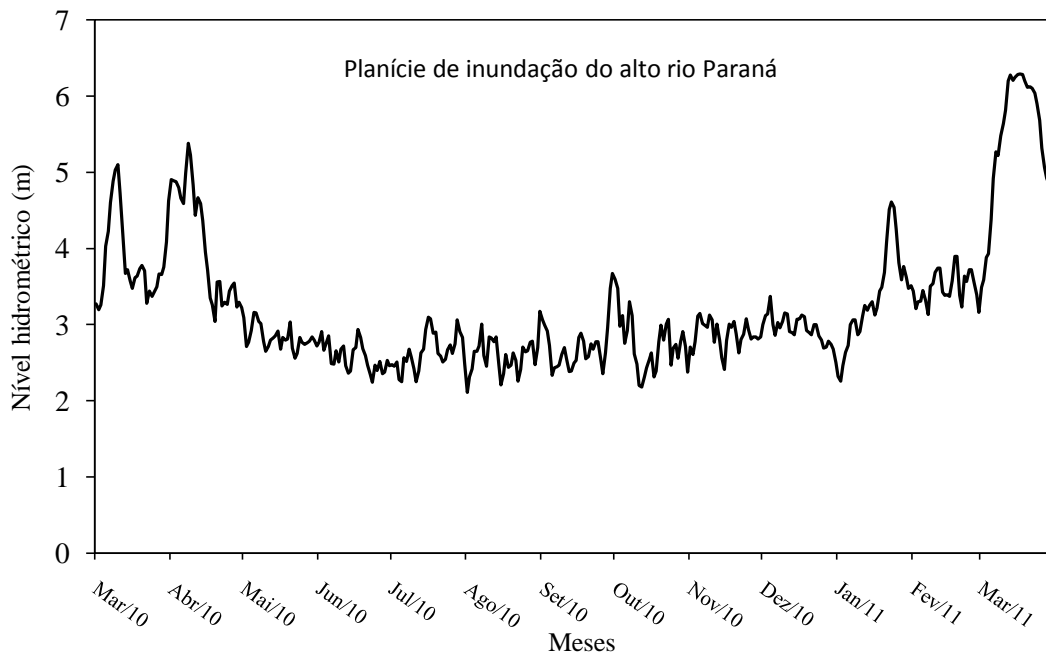


Figura 15. Nível hidrométrico dos períodos de seca e cheia na planície de inundação do alto rio Paraná, Peld (2010, 2011).

Para as amostras de solo foi utilizado um coletor de solo tipo “corer sampler”, com 5 cm de diâmetro e profundidade de 0-10 cm. Para as amostras de sedimento, foram coletadas em secção de 0-5 cm de profundidade, com o auxílio de um “corer sampler” especial para sedimento com o intuito de evitar influência da coluna de água. As amostragens de solo e de sedimentos foram realizadas em forma de transecto, sendo compostas por quatro amostras de solo e três amostras de sedimento. Nos casos das lagoas de dimensões maiores foram coletadas cinco amostras de sedimento. As amostras de solo foram obtidas próximas a margem, com distancias de aproximadamente 2 metros entre os pontos. No caso do transecto do sedimento as amostras foram obtidas próximas as margens das lagoas e no meio. Para as lagoas maiores duas amostras de sedimento foram obtidas próximas as margens e as outras três coletadas ao longo das lagoas em distâncias aproximadamente similares. No laboratório de Ecologia Energética da Universidade Estadual de Maringá, as amostras foram submetidas ao método fumigação-extração com clorofórmio de acordo com método adaptado por Vance et al. (1987). Os extratos obtidos foram congelados até serem enviados para a análise de concentração de Carbono Orgânico Total (através de analisador de Carbono Orgânico Total) e de $\delta^{13}\text{C}$ (em Espectrômetro de Massa).

Os exemplares de *P. lineatus* foram coletados nos respectivos ambientes com auxílio de redes de espera, foram coletadas cinco amostras de peixes por ambiente estudado. Todos os exemplares foram medidos (Ls, cm) e pesados (g), e deles retirado uma pequena porção de músculos localizados na base da nadadeira dorsal. As amostras de músculos foram secas a 60°C por 36 a 48 horas, e maceradas até a obtenção de um pó fino e homogêneo e armazenadas em cápsulas de estanho.

As amostras de fitoplâncton foram obtidas com auxílio de redes de plâncton de 15µm e o perifíton através da raspagem de pecíolos de plantas aquáticas, sendo compostas por cinco amostras de fitoplâncton e cinco de perifíton em cada ambiente estudado. As amostras foram retidas em filtros de fibra de vidro (previamente submetidos à combustão a 550°C durante 4 horas).

Todo material biológico preparado foi enviado ao laboratório UC Davis Stable Isotope Facility, EUA, para as análises de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em espectrômetro de massa, de acordo com a expressão:

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{amostra}} / R_{\text{padrão}}) - 1] \times 10^3$$

onde:

$$R = {}^{13}\text{C} : {}^{12}\text{C}$$

Os valores das razões isotópicas foram expressos com a notação delta (δ) e em partes por mil (‰), relativos ao padrão internacional *PeeDee Belemnite* (PDB).

2.3. Análise dos dados

O Carbono da Biomassa Microbiana (C_{BM}) foi calculado usando os resultados da Concentração de Carbono Orgânico Total, por meio da equação (Vance et al. 1987):

$$C_{\text{BM}} = (C_{\text{fum}} - C_{\text{nfum}}) / K_{\text{CE}}$$

O C_{fum} é o carbono fumigado com clorofórmio e C_{nfum} é o carbono que não recebeu o tratamento com o clorofórmio. Para coeficiente de extração da biomassa microbiana (K_{CE}) foi

utilizado o valor de 0,45 por grama de peso seco, utilizado em solos inundados (Wu et al. 1990). Para determinar $\delta^{13}\text{C}$ da biomassa microbiana foi necessário calcular o balanço de massa de acordo com a equação:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{BM}} = (\delta^{13}\text{C}_{\text{fum}} \times C_{\text{fum}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{nfum}} \times C_{\text{nfum}}) / C_{\text{fum}} - C_{\text{nfum}}$$

As análises gráficas e os testes estatísticos, paramétricos e não-paramétricos, foram realizados com auxílio do programa Statistica. Para comparação das diferenças entre as médias isotópicas das fontes e dos subsistemas estudados foi utilizado ANOVA-*one way*. Nos casos, em que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram atendidos, foi utilizado o teste Kruskal-Wallis. Para isso, foi considerado 5% de nível de significância. A contribuição das fontes de energia para o peixe detritívoro, *P. lineatus* foi calculada por meio do programa IsoSource (Phillips e Gregg 2003). Vale ressaltar que este foi o programa que permitiu analisar os dados obtidos, visto que foi um estudo relacionado aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de poucas fontes de carbono. Para este cálculo foi considerado o fracionamento de 1‰, os valores de tolerância foram de 0,1 para os subsistemas Paraná e Baia e 0,5 para o Ivinhema e o incremento utilizado foi de 1% em todos os casos.

3. Resultados

3.1. Valores Isotópicos

Diante dos resultados constatou-se que os valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ do consumidor e dos recursos estudados foram maiores para o subsistema Paraná, enquanto que, os menores valores foram observados para o subsistema Baia e Ivinhema (Figura 16). Para o detritivoro *P. lineatus* foram registradas diferenças significativas de $\delta^{13}\text{C}$ para os subsistemas analisados ($H = 9,12$ e $p = 0,01$), como tambem para as fontes estudadas nos diferentes ambientes (Tabela 8).

Tabela 8. Valores dos testes Anova e Kruskal-Wallis das fontes de carbono nos ambientes estudados. A sigla BM é referente à biomassa microbiana.

	Anova			Kruskal-Wallis	
	F	p		H	p
BM sedimento	8,99	0,001	Perifíton	10,25	0,005
BM solo	12,15	0,0002	Fitoplâncton	4,90	0,08

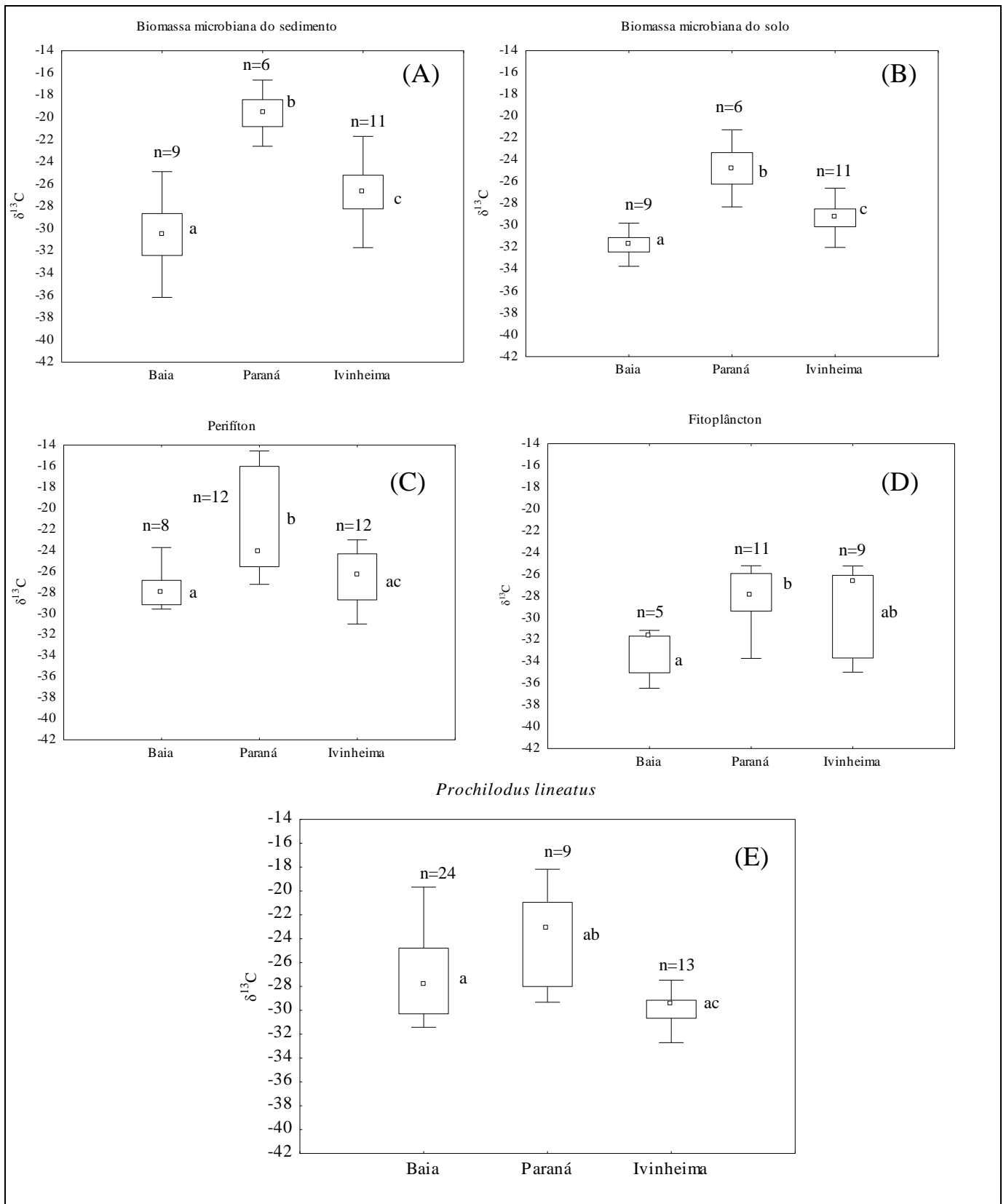


Figura 16. Os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes alimentares estão representados nos gráficos A e B. Os valores das medianas, mínimo e máximo de $\delta^{13}\text{C}$ das fontes são representados pelos gráficos C e D e dos consumidores pelo gráfico E. As letras minúsculas representam as diferenças significativas entre os componentes estudados nos subsistemas Paraná, Baía e Ivinheima da planície de inundação do alto rio Paraná.

3. 2. Contribuição das fontes de carbono para o consumidor detritivo

O carbono constituinte da biomassa do consumidor detritivo nos subsistemas Paraná e Ivinhema foi proveniente do fitoplâncton, com contribuições superiores a 88%. Enquanto que, no subsistema Baía a contribuição advém do perifíton podendo chegar até 86%. Destaca-se que apenas no Ivinhema a biomassa microbiana do solo e do sedimento apresentou contribuições relevantes, as quais foram superiores a 64% (Tabela 9).

Tabela 9. Contribuição das fontes de carbono para *P. lineatus*. As variações na contribuição dos recursos são apresentadas em percentil 1-99 (50) e os valores médios isotópicos e o desvio padrão (dp) para o consumidor em cada subsistema estudado da planície de inundação do alto rio Paraná.

Subsistemas	Consumidor	Fontes (%)			
	<i>Prochilodus lineatus</i>	Biomassa microbiana do sedimento	Biomassa microbiana do solo	Perifíton	fitoplâncton
	média ± dp	1 - 99 (50)	1 - 99 (50)	1 - 99 (50)	1 - 99 (50)
Baía	-28,2 ± 3,72	0-20 (6)	0-14 (4)	63-86 (77)	0-35 (11)
Paraná	-25,1 ± 4,25	0-9 (3)	0-8 (3)	1-34 (18)	62-88 (75)
Ivinhema	-30,4 ± 2,12	1-72 (51)	0-64 (25)	0-1 (1)	0-94 (20)

Constata-se que o detritivo consumiu diferentes fontes em cada ambiente estudado, utilizando no subsistema Baía, principalmente, perifíton seguido de fitoplâncton, no Paraná consumiu fitoplâncton seguido de perifíton, enquanto que, no Ivinhema a espécie assimilou fitoplâncton, porém seguido por biomassa microbiana do sedimento (Figura 17). Em relação aos recursos utilizados pelo consumidor, ressalta-se a importância das fontes autóctones.

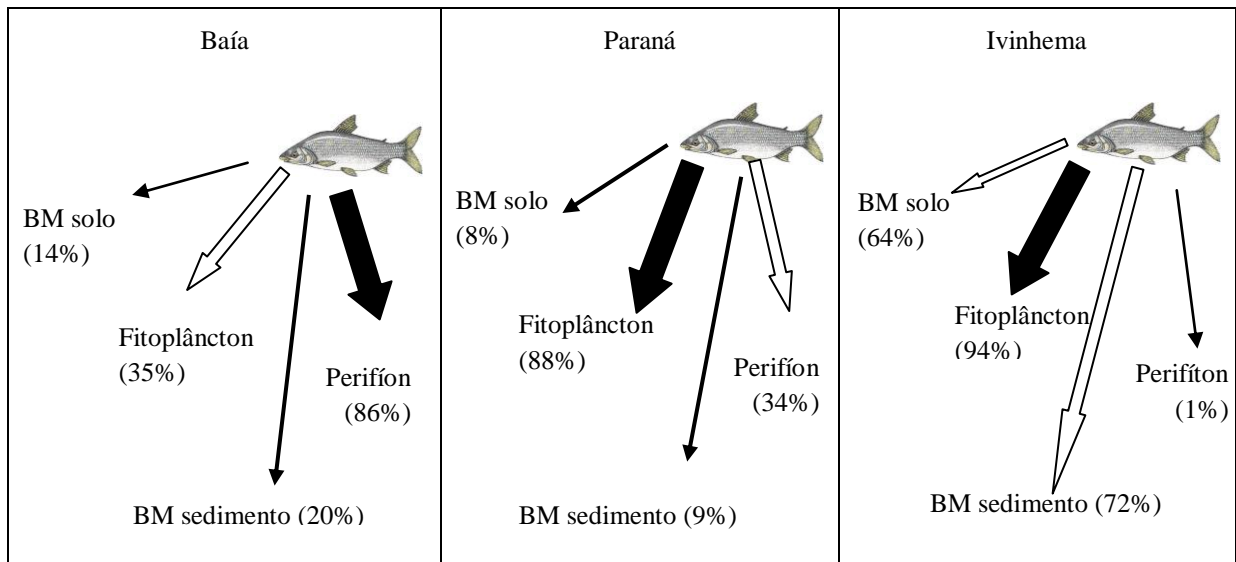


Figura 17. Esquema da porcentagem máxima de consumo do detritivoro nos diferentes subsistemas. As setas mais largas representam maior utilização do recurso em cada ambiente estudado. A sigla BM corresponde à biomassa microbiana

4. Discussão

As planícies de inundação são ambientes com paisagens heterogêneas associadas a mosaicos de teias alimentares (Bellmore et al. 2013), reforçando o paradigma de que essas áreas são “hotspots” biofísicamente complexas (Junk et al. 1989; Bayley 1995, Stanford et al. 2005). Assim, também podem ser consideradas “hotspots” de complexidade nas interações alimentares (Bellmore et al. 2013).

No presente estudo, identificou-se considerável complexidade entre a variabilidade das assinaturas isotópicas das fontes de carbono, nos diferentes ambientes, como também na contribuição das fontes alimentares para o detritivoro *P. lineatus*. Estudos em áreas inundadas têm enfatizado a relação entre as vias e a magnitude da matéria orgânica com a estrutura das assembleias de peixes, onde os pulsos de inundação redistribuem o material orgânico proporcionando interação entre o meio aquático e terrestre (Junk et al. 1989, Stanford et al. 2005). Dessa forma, transportam recursos alimentares de várias origens (Dubois et al. 2012). Esse fato pode ter influenciado na variabilidade isotópica constatada tanto para as fontes de carbono como para o consumidor nos diferentes ambientes.

Em relação às fontes microbianas, derivada da matéria orgânica autóctone e alóctone, a variação isotópica pode estar relacionada com o carbono assimilado pelos microrganismos

nos diferentes ambientes (Boschker et al. 1998; Pelz et al. 1998), levando em consideração o princípio básico dos estudos com isótopos estáveis, de que o organismo representa isotopicamente a sua fonte de energia (DeNiro e Epstein 1978). Diante disso, é importante considerar a influência da vegetação em cada um dos subsistemas, ou seja, do material orgânico incorporado pelos microrganismos.

A planície de inundação do alto rio Paraná, possui elevada diversidade vegetal associada às formações florestais e arbustivas (Peld 2000 e 2002), o que revela a predominância de espécies com via fotossintética C₃. Essas plantas exibem valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -32,0‰ e -22,0‰ (Boutton et al. 1998). Além disso, esse ecossistema apresenta também vegetação paludícola, gramíneas, macrófitas aquáticas, se destacado a invasora *Hydrilla verticillata* (Thomaz et al. 2004; Umetsu et al. 2012), que são plantas com via fotossintética C₄, onde a composição isotópica pode variar de -17,0‰ a -9,0‰ (Boutton et al. 1998).

Essas características podem justificar o valor isotópico da biomassa microbiana autóctone, ou seja, muito similar à assinatura isotópica da vegetação, resultado constatado também por Lopes et al. (2007). Esses autores analisaram outros recursos disponibilizados para *P. lineatus*, entre eles o fitoplâncton e o perifíton, que também apresentaram valores isotópicos similares aos encontrados no presente estudo.

Assim, embora a variação nutricional para peixes detritívoros em planícies de inundação neotropical seja diversificada, várias pesquisas acerca das fontes alimentares, têm registrado a relevância do fitoplâncton, principalmente no período de seca (Araújo-Lima et al. 1986; Lopes 2001; Lopes et al. 2007), o que também foi encontrado no presente estudo.

Neste trabalho, a fonte de maior contribuição para *P. lineatus* é originário do material autóctone. Ressalta-se a elevada participação do fitoplâncton nos subsistemas Paraná e Ivinhema, do perifíton no subsistema Baía e da biomassa microbiana autóctone e alóctone para o Ivinhema. Alguns estudos têm enfatizado o contraste entre a importância dos recursos autóctones e alóctones para a comunidade aquática. Para muitos estudiosos, os recursos de origem alóctone são essenciais, pois grande parte dos consumidores utilizam o carbono orgânico terrestre como recurso alimentar, entre eles destacam-se, microrganismos (Berggren et al. 2010), zooplâncton (Cole et al. 2011), invertebrados bênticos (Solomon et al. 2008, Solomon et al. 2011) e peixes (Weidel et al. 2008; Medeiros e Arthington 2011; Solomon et al. 2011). Porém, em contraste a esse fato, outros estudos têm sugerido que, de maneira geral, a matéria orgânica terrestre contribui pouco para a nutrição de consumidores aquáticos (Brett et al. 2009; Mohamed e Taylor 2009).

Dentro desse contexto, Pilati (2007), Zeug e Winemiller (2008), Smoot e Findlay (2010a,b), utilizando as assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$, evidenciaram que o peixe *Dorosoma cepedianum* (Lesueur 1818), com adaptações morfológicas para explorar detrito do sedimento e fitoplâncton (Zeug e Winemiller 2008), assimilou igualmente tanto o carbono de origem alóctone como autóctone, em planícies de inundação. Esse resultado foi relacionado à hidrologia, pois segundo Wetzel (1990) a proporção de entradas terrestres é mais intensa em áreas alagáveis, e a produção autóctone é mais elevada em rios. Outro trabalho, também investigando as variações isotópicas para a mesma espécie de peixe, indicou que embora sejam dependentes das fontes de carbono de ambas as origens, os itens autóctones prevalecem, com o fitoplâncton, alcançando contribuições superiores a 50% para a produção da biomassa do peixe em todos os ambientes estudados (Babler et al. 2011).

Diante dessas controvérsias, autores buscam explicações acerca desses resultados, e relatam que o consumidor tem preferência por itens com elevado teor de carbono e nutrientes, e menor aproveitamento pelo sedimento (Mundahl e Wissing, 1987; Higgins et al. 2006). Assim, o detritivoro apresenta alta seletividade, ingerindo partículas do sedimento enriquecidas em matéria orgânica, que inclui detritos de plantas terrestres, algas e microrganismos (Smott e Findlay, 2010a). Smott e Findlay (2010a, b) também salientam, que o carbono orgânico alóctone pode contribuir indiretamente para a biomassa de detritívoros, pelo fato de que os microrganismos aderidos ao sedimento utilizam como recurso detritos terrestres.

No experimento em mesocosmos, Pilati (2007) adicionou ao sedimento fontes de carbono derivado de *Zea mays* (milho) e constatou, isotopicamente, que o carbono terrestre foi assimilado. Porém, não ficou claro, se o carbono foi incorporado diretamente, ou por meio dos microrganismos que também utilizam os detritos oriundos do milho. Essa tendência também foi registrada no presente estudo, principalmente no subsistema Ivinhema, onde houve um predomínio da utilização da biomassa microbiana por *P. lineatus*, é possível que a espécie esteja assimilando carbono oriundo de fontes terrestres por meio dos microrganismos. Em um novo experimento de Pilati et al. (2009), foram adicionados sedimentos alóctones e nutrientes inorgânicos. Estes nutrientes e outros materiais terrestres originários de áreas agrícolas podem elevar a produção fitoplanctônica, conseqüentemente, disponibilizando maior quantidade de fitodetrito para os detritívoros, o que pode justificar a utilização autóctone ocorrida em vários estudos (Bremigan e Stein 2001; Bremigan et al. 2008). Vale ressaltar que os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná sofrem com os efeitos

negativos gerados pela agricultura (Agostinho et al. 2000 e 2004) o que pode ter influenciado nas maior assimilação do carbono autóctone por *P. lineatus*.

As pesquisas citadas acima revelaram elevada complexidade na determinação da importância dos recursos alóctones e autóctones para espécies de peixes exploradoras de fundo. No presente estudo, o fitoplâncton destacou-se como o principal recurso utilizado pela espécie, o que também foi registrado em vários trabalhos. Os estudos isotópicos têm mostrado a relevante contribuição das algas fitoplanctônicas para os organismos aquáticos, entre eles peixes detritívoros (Araujo-Lima et al. 1986; Benedito-Cecilio et al. 2000, Lopes 2001; Benedito-Cecilio et al. 2004) e zooplâncton (Santana et al 2009 e 2011). Entre eles, também estão os estudos realizados no rio Orinoco, os quais mostraram que o fitoplâncton estava entre as principais fontes de carbono para invertebrados e peixes (Lewis et al. 2001). Similarmente, Araújo-Lima et al. (1986) afirmaram que peixes detritívoros da planície de inundação do rio Amazonas, utilizavam detritos derivados da produção fitoplanctônica. Na planície de inundação do alto rio Paraná, as análises isotópicas de músculos de *P. lineatus*, revelaram que as algas fitoplanctônicas, estão entre as principais fontes de carbono mais utilizadas pela espécie (Lopes et al. 2007). Essa tendência, também pode ser justificada, pelo fato de que no período de 2000 a 2007 a biomassa de fitoplâncton foi, consideravelmente, elevada na planície de inundação, sendo que o maior valor foi registrado para o subsistema Paraná, seguido pelo subsistema Baía e Ivinhema (Peld 2007) como ocorreu nas análises isotópicas do presente estudo.

Muitas são as considerações acerca das fontes utilizadas por peixes detritívoros, e muitas são as incertezas (Moore et al. 2004), pelo fato de que os detritívoros consomem uma mistura de material amorfo composta por detritos terrestres e microrganismos (Smoot e Findlay 2010a,b). Além disso, o fitoplâncton é contaminado, constantemente, com material terrestre, o que se torna um desafio estimar a assinatura isotópica desse recurso (Caraco et al. 2010, Cole et al. 2011; Solomon et al. 2011). Essas características do material de consumo dificultam a distinção e a quantificação da energia dos recursos utilizados pela espécie.

Além da importância das algas fitoplanctônicas para os detritívoros (Araujo-Lima et al. 1986; Lopes 2001; Benedito-Cecilio 2000; Benedito-Cecilio 2004; Angelini 2013), também já foi registrada a relevante importância de outras fontes para os detritívoros, como a vegetação ripária, a matéria orgânica particulada, perifiton e macrófitas aquáticas (Manetta et al. 2003; Lopes et al. 2007). Ou seja, em algumas circunstâncias o detrito alóctone se faz mais importante, enquanto que, em outros casos, o autóctone é mais evidenciado. Diante desse

contraste, é importante salientar que ambos os recursos são, indiscutivelmente, importantes. No entanto, o grande desafio é determinar os fatores que regulam o uso desses recursos pelas espécies de peixes.

Esses fatores podem estar relacionados ao tamanho e às características da região aquática. Por exemplo, em situações em que a produção alóctone decresce com o tamanho do ambiente aquático, aumenta a produção autóctone (Pace et al. 2007). Outra situação ocorre quando grandes áreas aquáticas recebem tanto o carbono orgânico terrestre como nutrientes inorgânicos (Wetzel 1990), muitas vezes originários da agricultura, tais nutrientes elevam a produção fitoplanctônica (Vanni et al. 2011).

Diante do exposto, é aceita a hipótese de que a espécie de peixe detritívora *P. lineatus* utiliza como fontes de carbono os recursos autóctones. No entanto, destacou-se a relevância das áreas inundáveis, por possuírem grande aporte de material orgânico, devido a sua inerente característica de inundações sazonais. Estes ambientes são dinâmicos e com elevada diversidade de espécies. Porém, são regiões que também apresentam grande influência antrópica, o que reflete nas comunidades bióticas. Por isso, os estudos devem empregar uma abordagem eco-hidrológica que quantifique a magnitude dos subsídios energéticos, como também as vias de acesso aos consumidores aquáticos. Também é importante que se esclareça em quais condições o aporte de matéria orgânica é dependente da fonte alóctone ou autóctone, e o porquê e como os consumidores selecionam os recursos energéticos a serem assimilados. Para isso, é fundamental, o conhecimento acerca da seletividade por parte das espécies, o tamanho da bacia hidrográfica, a extensão dos recursos alóctones, a produtividade fitoplanctônica, e os diferentes usos da terra. Estes estudos são importantes para traçar a influência destas vias no ciclo do carbono das cadeias alimentares aquáticas, como também para proteger, conservar e implementar a biomassa dos organismos aquáticos.

5. Referências

Agostinho AA (1985) Estrutura da população, idade e crescimento de *Rhynelapsabtuse* (Osteichthys, Loricariidae) do Rio Paranapanema, Pr. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos

Angelini R, Morais RJ, Catella AC, Resende EK, Libralato S (2013) Aquatic food webs of the oxbow lakes in the Pantanal: A new site for fisheries guaranteed by alternated control. *Ecol Model* 253:82-96. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.01.001

Araujo-Lima CARM, Forsberg BR, Victoria R, Martinelli L (1986) Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. *Science* 234:1256-1258. doi: 10.1126/science.234.4781.1256

Babler AL, Pilati A, Vanni MJ. 2011. Terrestrial support of detritivorous fish populations decreases with watershed size. *Ecosphere* 2: art. 76. doi.org/10.1890/ES11-00043.1

Bayley PB (1995) Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience*, 45: 153-158. doi:10.2307/1312554

Bellmore R, Baxter VC, Martens K, Connolly PJ (2013) The floodplain food web mosaic: a study of its importance to salmon and steel head with implications for their recovery. *Ecol Appl* 23:189-207. doi:10.1890/12-0806.1

Benedito-Cecilio E, Dourado ECS, Lopes CA et al (2004) Estimation of the energy of producers and consumers in the upper Paraná river floodplain. In: Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM and Miranda LE. The upper Paraná river floodplain long term ecological research. EDUEM, Maringá, pp 145-149

Benedito-Cecilio E, Araújo-Lima CARM, Forsberg BR et al (2000) Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fish Manag Eco* 17:305-315

Benedito-Cecilio E, Araujo-Lima CARM (2002) Variation in the carbon isotope composition of *Semaprochilodus insignis*, a detritivorous fish associated with oligotrophic and eutrophic Amazonian rivers. *J Fish Biol* 60:1603-1607 doi: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb02453.x

Berggren M, Strom L, Laudon H et al (2010) Lake secondary production fueled by rapid transfer of low molecular weight organic carbon from terrestrial sources to aquatic consumers. *Ecol Lett* 13:870-880. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01483.x

Berra TM (2007) *Freshwater fish distribution*. The University of Chicago. Press, Chicago

Bisson PA, Dunham JB, Reeves GH (2009) Freshwater ecosystems and resilience of Pacific salmon: habitat management based on natural resources. *Ecol Soc* 14(1):45

Boschker HTS, Nold SC, Wellsbury P et al(1998) Direct linking of microbial populations to specific biogeochemical processes by ¹³C-labeling of biomarkers. *Nature* 392:801-805. doi:10.1038/33900

Boutton TW, Archer SR, Midwood AJ, Zitzer SF, Bol R (1998) $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic carbon and their use in documenting vegetation change in a subtropical savanna ecosystem. *Geoderma* 82:5-41

Bozza AN, Hahn NS (2010) Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotropica* 10:217-226. doi: 10.1590/S1676-06032010000300025

Bremigan MT, Soranno PA, González MJ et al (2008) Hydrogeomorphic features mediate the effects of land use on reservoir productivity and food webs. *Limnol Oceanogr* 53:1420-1433. doi: 10.4319/lo.2008.53.4.1420

Bremigan MT and Stein RA (2001) Variable gizzard shad recruitment with reservoir productivity: causes and implications for classifying systems. *Ecol Appl* 11:1425-1437

Brett MT, Kainz MJ, Taipale SJ and Seshan H (2009) Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proc Natl Acad Sci* 106:21197-21201. doi: 10.1073/pnas.0904129106

Brito EF, Moulton TP, Souza ML, Bunn SE (2006) Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, southeast Brazil. *Austral Ecol* 31:623-633. doi:10.1111/j.1442-9993.2006.01610.x

Bunn SE, Balcombe SR, Davies PM, Fellows CS, McKenzie-Smith FJ (2006) Aquatic productivity and food webs of desert river ecosystems. In: Kingsford RT (ed) *Ecology of Desert Rivers*. Cambridge University Press, pp 76-99

Caraco N, Bauer JE, Cole JJ, Petsch S and Raymond P (2010) Millennial-aged organic carbon subsidies to a modern river food web. *Ecology* 91:2385-2393. doi: 10.1890/09-0330.1

Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF, Pace ML, Solomon CT and Weidel B (2011) Strong evidence for terrestrial support of zooplankton in small lakes based on stable isotopes of carbon, nitrogen and hydrogen. *Proc Natl Acad Sci* 108:1975-1980. doi:10.1073/pnas.1012807108

DeNiro MJ, Epstein S (1978) Carbon isotopic evidence for different feeding patterns in two hydra species occupying the same habitat. *Science* 201:916-908. doi: 10.1126/science.201.4359.906

Dubois S, Savoyea N, Grémarea A et al (2012) Origin and composition of sediment organic matter in a coastal semi-enclosed ecosystem: An elemental and isotopic study at the ecosystem space scale. *J Marine Syst* 94:64-73. doi: 10.1016/j.jmarsys.2011.10.009

Fuentes N, Güde H, Wessels M, Straile D (2013) Allochthonous contribution to seasonal and spatial variability of organic matter sedimentation in a deep oligotrophic lake (Lake Constance). *Limnologica* 43:122-130.

Fugi R (1993) Estratégias alimentares utilizadas por cinco espécies e peixes comedoras de fundo do alto Rio Paraná / PR-MS. Dissertação, Universidade Federal de São Carlos

Hahn NS, Agostinho AA, Goitein R (1997) Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnol Bras* 9:11-22

Higgins KA, Vanni MJ and González MJ (2006) Detritivory and the stoichiometry of nutrient cycling by a dominant fish species in lakes of varying productivity. *Oikos* 114:419-430. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14745.x

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci* 106:110-127

Kon K, Hoshino Y, Kanou K et al (2012) Importance of allochthonous material in benthic macrofaunal community functioning in estuarine salt marshes. *Est Coast Shelf Sci* 96:236-244. doi: 10.1016/j.ecss.2011.11.015

Lau DCP, Leung KMY, Dudgeon D (2009) Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? *J N Am Benthol Soc* 28(2):426-439. doi:10.1899/07-079.1

Lewis WMJ, Hamilton SK, Rodriguez MA, Saunders JFIII, Lasi MA (2001) Foodweb analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. *J N Am Benthol Society* 20:241-254. doi: 10.2307/1468319

Lopes CA (2001) Variabilidade de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ em fontes alóctones e autóctones para cadeias alimentares na bacia do rio Paraná, entre a foz dos rios Paranapanema e Iguaçu. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá

Lopes CA, Benedito-Cecilio E and Martinelli LA (2007) Variability in the carbon isotope signature of *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae, Characiformes) a bottom-feeding fish of the Neotropical region. *J Fish Biol* 70:1649-1659. doi: 10.1111/j.1095-8649.2007.01388.x

Lowe-McConnell RH (1999) Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. EDUSP, São Paulo

Malard F, Uehlinger U, Zah R, Tockner K (2006) Flood-pulse and river scape dynamics in a braided glacial river. *Ecology* 87:704-716

Manetta GI, Benedito-Cecilio E, Martinelli LA (2003) Carbon sources and trophic position of the main species of fishes of Baía River, Paraná river floodplain, Brazil. *Braz J Biol* 63:283-290. doi: 10.1590/S1519-69842003000200013

Mantel SK, Salas M, Dudgeon D (2004) Food web structure in a tropical Asian forest stream. *J North Am Benthol Soc*. 23:728-55. doi:10.1899/0887-3593(2004)023<0728:FSIATA>2.0.CO;2

March JG, Pringle CM (2003) Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica* 35:84-93

Martinez CBR, Cólus IMS (2002) Bioindicadores em peixes neotropicais para o monitoramento da poluição aquática na bacia do Rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds.) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, pp 551-557

Medeiros ESF and Arthington AH (2011) Allochthonous and autochthonous carbon sources for fish in floodplain lagoons of an Australian dryland river. *Environ Biol Fish* 90:1-17. doi: 10.1007/s10641-010-9706-x

Mohamed MN and Taylor WD (2009) Relative contribution of autochthonous and allochthonous carbon to limnetic zooplankton: A new cross-system approach. *Fundam Appl Limnol* 175:113-124. doi:10.1127/1863-9135/2009/0175-0113

Moore JC, Berlow EL, Coleman DC et al (2004) Detritus, Trophic Dynamics and Biodiversity. *Ecol Lett* 7:584-600. doi: 10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x

Moulton TP, Souza ML, Silveira RML and Krsulovic FAM (2004) Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). *J. North Am Benthol Soc* 23:868-81. doi: 10.1899/0887-3593(2004)023<0868:EOEASO>2.0.CO;2

Mundahl ND and Wissing TE (1987) Nutritional importance of detritivory in the growth and condition of gizzard shad in an Ohio reservoir. *Environ Biol Fish* 20:129-142

Odum EP (1988) *Ecologia*. Guanabara, Rio de Janeiro

Pace ML, Carpenter SR, Cole JJ et al (2007) Does terrestrial organic carbon subsidize the planktonic food web in a clear water lake? *Limnol Oceanogr* 52:2177-2189

Peld (2007) On line doc. <http://www.peld.uem.br/Relat2007/index07.htm>. Acesso 26 junho de 2013.

Pelz O, Cifuentes LA, Hammer, BT, Kelley CA, Coffin RB (1998) Tracing the assimilation of organic compounds using $\delta^{13}\text{C}$ analysis of unique amino acids in the bacterial peptidoglycan cell wall. *FEMS Microbiol Ecol* 25:229-240

Phillips DL, Gregg JW (2003) Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia* 136:261-269. doi: 10.1007/s00442-003-1218-3

Pilati A (2007) Stoichiometry and the relative importance of autochthonous and allochthonous food sources for a dominant detritivorous fish. Dissertation, University of Oxford

Pilati A, Vanni MJ, González MJ and Gaulke AK (2009) Effects of agricultural subsidies of nutrients and detritus on fish and plankton of shallow-reservoir ecosystems. *Ecol App* 119:942-960

Reynolds CS (2008) A changing paradigm of pelagic food webs. *Int Rev Hydrobiol* 93:517-531. doi: 10.1002/iroh.200711026

Salas M and Dudgeon D (2001) Stable-isotope determination of mayfly (Insecta: Ephemeroptera) food sources in three tropical Asian streams. *Arch Hydrobiol* 151:17-32

Santana ARA, Lansac-Tôha FA, Benedito-Cecilio (2009) Variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in three zooplankton species from the Upper Paraná River floodplain. *Zoologia (Curitiba, Impresso)* 26: 725-732. doi: 10.1590/S1984-46702009000400017

Santana ARA, Benedito E, Ducatti C, Lansac-Tôha FA (2011) Isotopic fractionation and trophic position of zooplankton species in the Upper Paraná River floodplain. *Braz J Biol* 71: 71-76. doi: 10.1590/S1519-69842011000100011

Schiemer F and Reckendorfer W (2000) *Das Donau-Restaurierungsprojekt. Abhandlungen der Zoologisch Botanischen Gesellschaft in Österreich*, Viena, Austria

Smoot JC and Findlay RH (2010a) Caloric needs of detritivorous gizzard shad *Dorosoma cepedianum* are met with sediment bacterial and algal biomass. *Aquat Biol* 8: 105-114. doi: 10.3354/ab00202

Smoot JC and Findlay RH (2010b) Microbes as food for sediment-ingesting detritivores: low-density particles confer a nutritional advantage. *Aquat Microb Ecol* 59:103-109. doi: 10.3354/ame01383

Solomon CT, Carpenter SR, Cole JJ, Pace ML (2008) Support of benthic invertebrates by detrital resource and current autochthonous primary production: results from a whole-lake ^{13}C addition. *Freshw Biol* 53:42-54. doi: 10.1111/j.1365-2427.2007.01866.x

Solomon CT, Carpenter SR, Clayton MK et al (2011) Terrestrial, benthic and pelagic resource use in lakes: results from a three isotope Bayesian mixing model. *Ecology* 92: 1115-1125. doi: 10.1890/10-1185.1

Stanford JA, Lorang MS and Hauer FR (2005) The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Proc Int Assoc Theor Appl Limnol* 29:123-136

Stephens DW, Krebs JR (1986) *Foraging theory*. Princeton University, New Jersey

Thomaz SM, Pagioro TA, Bini LM, Roberto MC and Rocha RRA (2004) Limnology of the upper Paraná floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In: Agostinho AA, Rodrigues L, Gomes LC, Thomaz SM and Miranda LE (eds.) *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*, Maringá, pp. 37- 42

Torsvik SR, Goksoy Jr (1996) Total bacterial diversity in soil and sediment communities a review. *J Ind Microbiol* 17:170-178. doi: 10.1007/bf01574690

Umetsu CA, Evangelista A, Beatriz H, Thomaz SM (2012) Colonization, regeneration potential and growth rates of the exotic aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata*. *Aquat Biol* 16:197-202. doi: 10.1007/s10452-012-9413-0

Vance ED, Brookes PC, Jenkinson DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil soil biochem* 19:703-707. doi: 10.1016/0038-0717(87)90052-6

Vanni MJ, Renwick WH, Bowling AM, Horgan MJ and Christian AD (2011) Nutrient stoichiometry of linked catchment-lake systems along a gradient of land use. *Freshw Biol* 56:791-811. doi: 10.1111/j.1365-2427.2010.02436.x

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR and Cushing CE (1980) The river continuum concept. *Can J Fish Aquat Sci* 37:130-137

Wagener SM, Oswald MW and Shimel JP (1998) River and soil: Parallels in carbon and nutrient processing. *BioScience* 48:104-108

Weidel B, Carpenter S, Cole J, et al (2008) Carbon sources supporting fish growth in a north temperate lake. *Aquat Sciences* 70:446-458. doi: 10.1007/s00027-008-8113-2

Welcomme RL, Winemiller KO, Cowx IG (2006) Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Res Appl* 22:377-396. doi: 10.1002/rfa.914

Wetzel RG (1990) Reservoir ecosystems: Conclusions and speculations. In: Thornton KW, Kimmel BL and Payne FE. *Reservoir limnology: Ecological perspectives*, John Wiley and Sons, pp 227-238

Winemiller KO, Flecker AS, Hoeinghaus DJ (2010) Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *J N Am Benthol Soc* 29:84-99. doi: 10.1899/08-048.1

Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, Chaussod R, Brookes PC (1990) Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction: an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169. doi: 10.1016/0038-0717(90)90046-3

Yan RSW, Dudgeon D (2005) Stable isotope investigation of food use by *Caridina* spp. (Decapoda: Atyidae) in Hong Kong streams. *J N Am Benthol Soc* 24:68-81

Zeug SC and Winemiller KO (2008) Evidence supporting the importance of terrestrial carbon in a large-river food web. *Ecology* 89:1733-1743. doi:10.1890/07-1064.1

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo constatou que o fitoplâncton foi a principal fonte de carbono utilizada pela espécie detritívora, e a matéria orgânica, tanto de origem alóctone como autóctone, foi composta por fontes de carbono originárias de plantas C₃. Embora *P. lineatus* tenha tido preferência pelas algas fitoplanctônicas, foi fundamental conhecer a importância da vegetação C₃ na composição da matéria orgânica, visto que o detrito terrestre é fortemente requerido pelos organismos aquáticos, conseqüentemente, para a manutenção da cadeia de detritívoria. Esses resultados são fundamentais para as ações de manejo, que visam à preservação desses recursos, para que cheguem até as comunidades aquáticas tanto em quantidade como em qualidade.

A planície de inundação do alto rio Paraná sofre com intensas atividades antrópicas, o que gera preocupações em relação às questões ambientais, entre elas, destaca-se as alterações na vegetação terrestre, as quais refletem na qualidade das fontes energéticas destinadas a manutenção das cadeias alimentares nesse ecossistema.

Diante disso, o monitoramento dessas áreas são medidas fundamentais para a preservação da biodiversidade de espécies, visto que nestes ambientes a paisagem adjacente compreende sistemas altamente diversos, dos quais ainda precisa-se conhecer muito sobre os processos ecológicos. As alterações que refletem em diminuição da vegetação podem gerar perdas de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa íctica, com prejuízos não só à biota aquática, mas também às populações humanas que dependem dos recursos pesqueiros.

ANEXO 1

Normas de submissão do periódico Environmental Biology of Fishes

Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

- Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- Use italics for emphasis.
- Use the automatic page numbering function to number the pages.
- Do not use field functions.
- Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- Use the equation editor or MathType for equations.
- Save your file in docx format (Word 2007 or higher) or doc format (older Word versions).

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

- [LaTeX macro package \(zip, 182 kB\)](#)

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

References

Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

- Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).
- This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).
- This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1999).

Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work.

- Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. doi: 10.1007/s00421-008-0955-8

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 965:325–329

- Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med*. doi:10.1007/s001090000086

- Book

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

- Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

- Online document

Cartwright J (2007) Big stars have weather too. IOP Publishing PhysicsWeb. <http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

- Dissertation

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal's name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see

- www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

- [EndNote style \(zip, 3 kB\)](#)

Tables

- All tables are to be numbered using Arabic numerals.
- Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
- Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

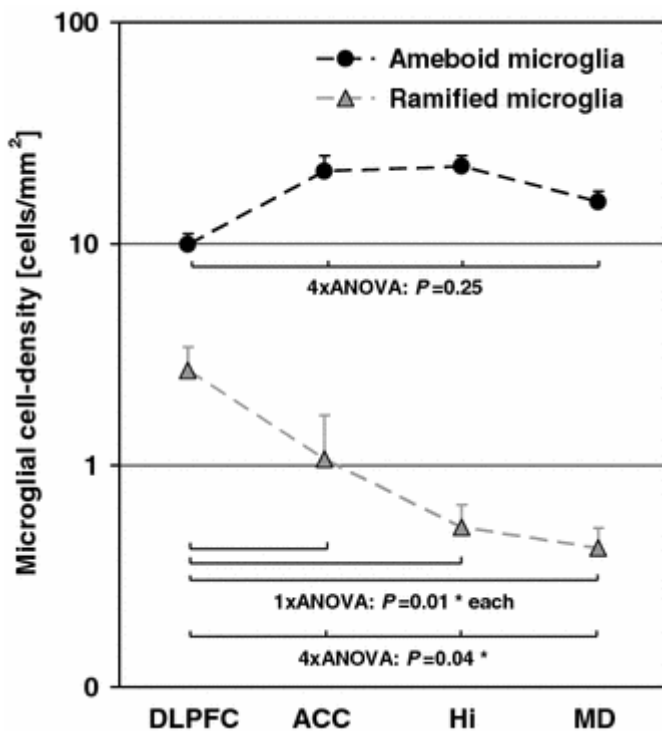
Artwork and Illustrations Guidelines

For the best quality final product, it is highly recommended that you submit all of your artwork – photographs, line drawings, etc. – in an electronic format. Your art will then be produced to the highest standards with the greatest accuracy to detail. The published work will directly reflect the quality of the artwork provided.

Electronic Figure Submission

- Supply all figures electronically.
- Indicate what graphics program was used to create the artwork.
- For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MS Office files are also acceptable.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.
- Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

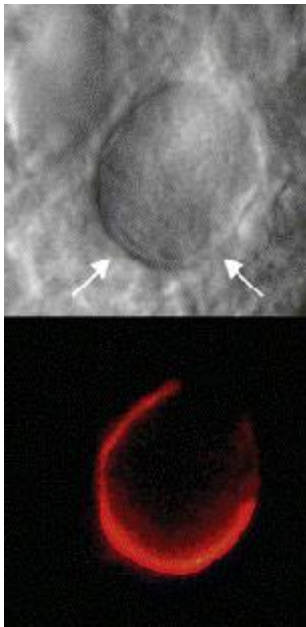
Line Art



- Definition: Black and white graphic with no shading.

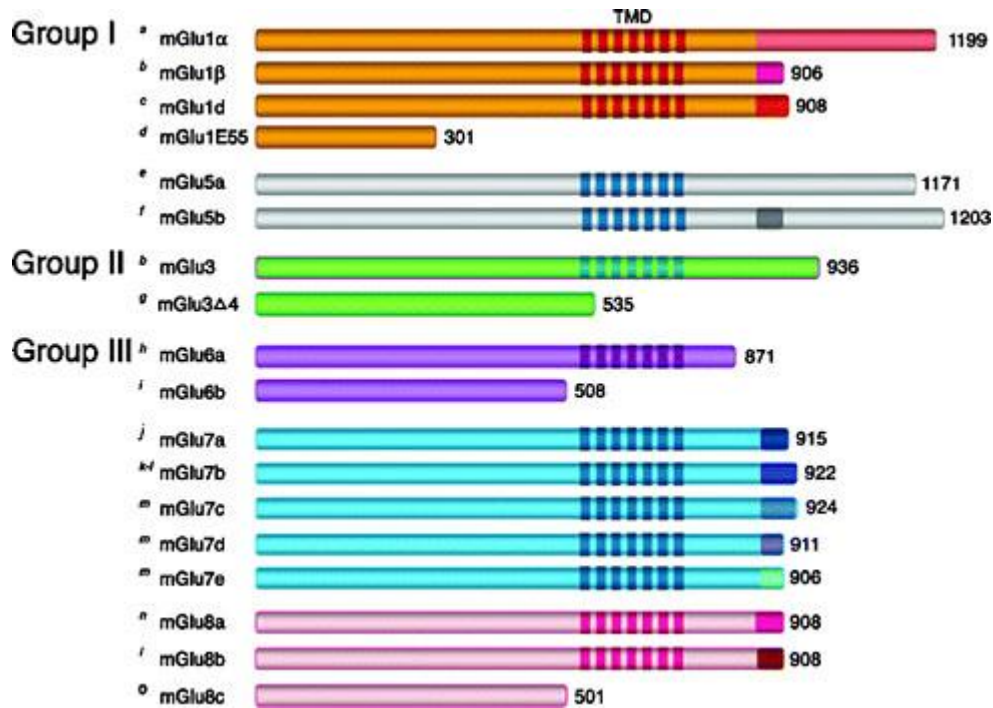
- Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.
- All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.
- Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

Halftone Art



- Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.
- If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.
- Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.

Combination Art



- Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.
- Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

- Color art is free of charge for online publication.
- If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.
- If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.

- Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

- To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).
- Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).
- Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.
- Avoid effects such as shading, outline letters, etc.
- Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

- All figures are to be numbered using Arabic numerals.
- Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.
- Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).
- If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

- Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.
- Figure captions begin with the term **Fig.** in bold type, followed by the figure number, also in bold type.

- No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.
- Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.
- Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

- When preparing your figures, size figures to fit in the column width.
- For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.
- For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

- All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)

- Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (color-blind users would then be able to distinguish the visual elements)
- Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

Electronic Supplementary Material

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Submission

- Supply all supplementary material in standard file formats.
- Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.
- To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

- Always use MPEG-1 (.mpg) format.

Text and Presentations

- Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.
- A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

- Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.

- If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

Specialized Formats

- Specialized format such as .pdb (chemical), .wrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

- It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

- If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.
- Refer to the supplementary files as “Online Resource”, e.g., "... as shown in the animation (Online Resource 3)", "... additional data are given in Online Resource 4”.
- Name the files consecutively, e.g. “ESM_3.mpg”, “ESM_4.pdf”.

Captions

- For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

- Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

- The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material

- Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures caused by such effects are not put at risk)