



DÉBORA REIS DE CARVALHO

**INFLUÊNCIA DE DIFERENTES USOS DO SOLO
SOBRE OS PEIXES DE RIACHOS DO
CERRADO: UMA ABORDAGEM UTILIZANDO A
FERRAMENTA ISÓTOPOS ESTÁVEIS**

LAVRAS-MG

2014

DÉBORA REIS DE CARVALHO

**INFLUÊNCIA DE DIFERENTES USOS DO SOLO SOBRE OS PEIXES
DE RIACHOS DO CERRADO: UMA ABORDAGEM UTILIZANDO A
FERRAMENTA ISÓTOPOS ESTÁVEIS**

Dissertação a apresentada a Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS – MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Carvalho, Débora Reis de.

Influência de diferentes usos do solo sobre peixes de riachos do cerrado : uma abordagem utilizando a ferramenta isótopos estáveis /
Débora Reis de Carvalho. – Lavras : UFLA, 2014.
102 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Carbono. 2. Nitrogênio. 3. Isótopos estáveis. 4. Teias tróficas.
5. Uso da terra. 6. Estrutura trófica. 7. Riachos de cabeceira. I.
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.526323

DÉBORA REIS DE CARVALHO

**INFLUÊNCIA DE DIFERENTES USOS DO SOLO SOBRE OS PEIXES
DE RIACHOS DO CERRADO: UMA ABORDAGEM UTILIZANDO A
FERRAMENTA ISÓTOPOS ESTÁVEIS**

Dissertação a apresentada a Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 07 de março de 2014.

Dr. Lucas Del Bianco Faria UFLA

Dra. Míriam Pilz Albrecht UFRJ

Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Orientador

LAVRAS - MG

2014

AGRADECIMENTOS

Esta é uma das partes da dissertação que escrevo com mais entusiasmo e emoção. Foram tantas as pessoas que me ajudaram, seja direta ou indiretamente todas têm um pedacinho especial no espaço para os agradecimentos e todas contribuíram para que eu chegasse até esse momento. A vontade que fica é de escrever e agradecer particularmente e falar de como cada uma delas foi importante nessa caminhada. Sem essas pessoas nada teria sentido e esse trabalho que desenvolvi com tanto empenho não teria valor.

Agradeço primeiramente a Deus, por me dar força em todos os momentos de desânimo, por me dar paciência em todos os momentos de estresse e principalmente, por me inspirar a sempre fazer o melhor.

Agradeço também por ter tido a oportunidade de me dedicar inteiramente a algo que me dá tanto prazer e satisfação. Hoje tenho mais do que certeza de que ser bióloga (e futura ecóloga) é muito mais do que uma profissão.

Em especial agradeço ao professor, orientador, amigo, Paulo Pompeu. Foram cinco disciplinas da graduação nas quais pude ter o prazer de ser sua aluna. Nelas aprendi o que é ser um bom professor, um mestre de verdade, que ensina com vontade e de maneira inovadora. Além disso, foram também quatro anos de orientação no laboratório de ecologia de peixes período no qual pude ter acesso a uma área de estudo que me encantou desde o primeiro dia que entrei em um riacho. Nesses quatro anos aprendi muito e pude conhecer uma pessoa super alto astral, dedicada, criativa e acessível, que faz todo trabalho ser mais divertido e que torna a convivência do laboratório a melhor possível. Um verdadeiro paizão! Obrigada Paulo, pode ter certeza que levarei muito dos seus ensinamentos pelo resto da minha caminhada.

Agradeço a todos do laboratório de ecologia de peixes (àqueles que já passaram e os que ainda permanecem por lá) pela convivência, pela ajuda e

companheirismo. Em especial à Tatau que acompanhou todos os dilemas, aflições e conquistas de todo o período do mestrado. Minha vizinha de “baia” que quando me abandonou para ir morar em Três Marias fez muita falta. Tatau, muito obrigada!

Agradeço também à Nina por toda a ajuda, principalmente por compartilhar comigo todo o “desespero” do reconhecimento de campo e a aflição das coletas para o projeto de mestrado.

Agradeço também a todos que ajudaram nas coletas, na triagem e no processamento de todo o material que foi enviado para análise dos isótopos (e quantas amostras!). Sem vocês não teria conseguido!

A todo pessoal da ecologia, em especial a turma de mestrado 2012-2014, a única que fala “esperanto”, muito obrigada por tornarem esses dois anos mais prazerosos e divertidos. Levarei um pouquinho de cada um dessa turma super animada e companheira.

Aos professores, sempre amigos e acessíveis, muito obrigada por passarem tanto conhecimento e por motivarem a mim e aos meus colegas de estudo a sempre dar o nosso melhor!

Agradeço as minhas amigas, “irmãs”, “best’s”, as melhores amigas que alguém poderia ter escolhido para ter. Amizade de 20 anos (ou mais), daquelas que você pode confiar de olho fechado, daquelas que mesmo longe se faz presente. Não vou citar o nome de todas (pois são muitas) para não correr o risco de esquecer ninguém. Mas todas sabem o quanto foram importantes para mim nessa caminhada.

Agradeço à Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Ecologia de Aplicada, pela oportunidade, investimento e suporte durante todo o período em que fui aluna dessa instituição. Ao CNPq e a CEMIG agradeço pela concessão das bolsas de mestrado e também pelo financiamento do projeto que desenvolvi durante esses dois anos.

Agradeço a toda equipe do laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, em especial ao Marcos Callisto e Diego Castro, por serem nossos parceiros em um projeto que envolveu uma ferramenta antes desconhecida para nós. Obrigada por entrarem de cabeça no “mundo dos isótopos” assim como nós. Agradeço também ao Marcelo Moreira, do CENA/USP, pela parceria no projeto e por esclarecer as várias dúvidas que surgiram durante o desenvolvimento desse trabalho.

Agradeço também à banca que participou da minha defesa de mestrado. Obrigada Miriam P. Albrecht e Lucas Del Bianco Faria, pelas sugestões e contribuições no trabalho. Agradeço também a Alessandra, que mesmo sendo suplente, se dispôs tão prontamente a participar e colaborar.

Por fim, agradeço a minha família. Meus pais, Benito e Norma, meu porto seguro, obrigada por estarem do meu lado durante todo esse período, por me darem força e incentivo. Espelho-me em cada um de vocês e me esforço ao máximo para chegar perto de ser uma pessoa com caráter e lutadora, assim como vocês. Por isso, dedico esse meu trabalho a vocês, as duas pessoas que mais me incentivaram a chegar aonde cheguei. Sei do orgulho de vocês por ver uma filha lutando pelo título de mestre e fico muito feliz por vê-los assim.

Agradeço também as minhas duas irmãs, Jac e Mari, por todos os conselhos e por estarem sempre ao meu lado.

Ao meu sobrinho Davi, que desde que entrou em minha vida só trouxe felicidade.

A minha Vó Hilda, que partiu antes de ver sua neta se tornar bióloga, mas que eu tenho certeza que esteve e sempre estará na torcida por mim.

Aos demais integrantes das famílias “Reis” e “Carvalho”, muito obrigada por tornarem os finais de semana dos familiares mais divertidos. Amo todos vocês!

RESUMO

A perda de ecossistemas naturais e o aumento de sistemas de cultivos anuais exercem grande influência nas funções do ecossistema e no fornecimento de recursos para os ambientes aquáticos. Além de alterarem as propriedades energéticas dos ecossistemas aquáticos, os diferentes usos e ocupação do solo também alteram as características físicas dos riachos, que por sua vez estão intimamente associadas com a comunidade aquática. Portanto, o objetivo com este trabalho foi avaliar os efeitos dos diferentes usos da terra sobre o ecossistema aquático, principalmente no que se refere às modificações nas características físicas dos riachos, no fluxo de energia e na estrutura trófica destes ambientes. Para isso, estudamos a comunidade de peixes de riachos do cerrado localizados em bacias ocupadas principalmente por plantações de cana, pastagens e riachos classificados como preservados. Para avaliar o habitat físico utilizamos protocolos de avaliação da integridade de riachos e para avaliar a estrutura trófica da comunidade utilizamos os isótopos estáveis de ^{15}N e ^{13}C . Nesse contexto, foram conduzidas duas abordagens: i) observamos os efeitos dos diferentes usos do solo sobre a estrutura da comunidade de peixes; ii) avaliamos a variação na composição isotópica de espécies que estiveram presentes em todas as categorias de riachos (*A. fuscoguttatus*, *A. altiparanae*, *C. cf. zebra*, *H. piracanjuba* e *K. moenkhausii*). Nossos resultados mostraram que o uso do solo tem grande influência sobre as características físicas dos riachos, com praticamente todas as variáveis de habitat-físico sendo influenciadas. A riqueza de espécies não variou entre as categorias de uso do solo, entretanto, quatro métricas (CR, CD, TA e SDNND), das seis calculadas para avaliar o nicho ocupado pelas espécies, variaram entre essas categorias. Todas as cinco espécies de peixes apresentaram variação na $\delta^{15}\text{N}$ (‰), sendo que os maiores valores foram encontrados em riachos com influência de cana ou pastagens. Por outro lado, a composição de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) só variou nas espécies *A. altiparanae*, *H. piracanjuba* e *K. moenkhausii*. Apesar da variação nos valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ em cada uso do solo, somente a espécie *C. cf. zebra* apresentou variação no nível trófico. Já a partição de recursos foi diferente para todas as espécies, havendo alterações nas fontes ou nas proporções dos recursos consumidos.

Palavras-chave: Carbono. Nitrogênio. Isótopos estáveis. Teias tróficas. Estrutura trófica. Posição trófica. Uso da terra.

ABSTRACT

The loss of natural ecosystems and the increase of annual systems of crop have a great influence on the ecosystem functions and on the supply of resources for aquatic environments. Besides altering the energetic properties of aquatic ecosystems, the different uses and occupation of land also alter the physical characteristics of streams, which are closely associated with the aquatic community. Thus, the objective of this work was to evaluate the effect of different land uses over the aquatic ecosystem mainly in respect to the changes on physical characteristics of streams, on the energy flow and on the trophic structure of such environments. Thereunto we studied the fish community of streams of Cerrado situated on sugarcane plantations, pastures and streams classified as preserved. In order to evaluate the physical habitat we used protocols for assessment of streams integrity and to evaluate the trophic structure of the community we used stable isotopes of ^{15}N and ^{13}C . In this context two approaches were conducted: i) we observed the effects of different land uses over the structure of fish community; ii) we assessed the variation on the isotopic composition of species that were present in all categories of streams (*A. fuscoguttatus*, *A. altiparanae*, *C. cf. zebra*, *H. piracanjuba* e *K. moenkhausii*). Our results showed that the land use has a great influence on the physical characteristics of the streams with almost all variables of physical habitat being influenced. The species richness did not change among the categories of land use, however, four metrics (CR, CD, TA, SDNND) among the six calculated to evaluate the occupied niche by the species varied among these categories. All species of fish presented variations on the $\delta^{15}\text{N}$ (‰), and the highest values were found in streams draining plantations of sugarcane or pastures. However, the composition of $\delta^{13}\text{C}$ (‰) only differed among the categories of streams for the species *A. altiparanae*, *H. piracanjuba* and *K. moenkhausii*. Despite the variation on isotopic values of nitrogen on each land use, only the specie *C. cf. zebra* showed alteration in the trophic level. The partition of resources was different for all species, and we observed changes on the sources or on the proportions of consumed resources.

Keywords: Carbon. Nitrogen. Stable isotopes. Food webs. Trophic structure. Trophic level. Land use.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 2

Figura 1	Localização dos riachos afluentes do reservatório de São Simão, onde foram realizadas as amostragens em setembro de 2012.....	34
Figura 2	Variáveis de habitat físico para cada categoria de riacho (média, erro e desvio padrão). As letras <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i> indicam quais assinaturas foram diferentes segundo a análise de Tukey post-hoc.....	41
Figura 3	Amplitude de assinaturas isotópicas de (a) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (b) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de peixes e recursos para cada categoria de uso do solo.....	45
Figura 4	Distribuição da comunidade de acordo com o desvio padrão das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados em riachos com diferentes usos do solo.....	47
Figura 5	Representação da comunidade de peixes e recursos nos nove riachos amostrados de acordo com as assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	48

CAPITULO 3

Figura 1	Localização dos riachos afluentes do reservatório de São Simão, onde foram realizadas as amostragens em setembro de 2012.....	71
Figura 2	Representação da variação de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em cada espécie coletada em diferentes categorias de riachos (média, erro e desvio-padrão). As letras <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i> indicam quais assinaturas foram diferentes segundo a análise de Tukey post-hoc.....	81
Figura 3	Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos consumidores e recursos coletados nas três categorias de riachos.....	83
Figura 4	Estimativa da proporção dos recursos alimentares utilizados por cada espécie em cada categoria de riachos. AL= algas filamentosas, BE= macroinvertebrados bentônicos; CP= CPOM, FP= FPOM, MA= macrófitas aquáticas, MS= material em suspensão, MC = mata ciliar, PE= perifiton, SE= serrapilheira.....	86

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 2

Tabela 1	Características físicas dos nove riachos afluentes do reservatório de São Simão amostrados em setembro de 2012.....	34
Tabela 2	Espécies identificadas nos nove riachos de São Simão e suas respectivas abundâncias para cada tipo de uso do solo.....	42
Tabela 3	Métricas calculadas para avaliar o nicho ocupado pela comunidade de peixes dos nove riachos distribuídos nas três categorias de uso do solo. S= riqueza; NR= amplitude de $\delta^{15}\text{N}$; NC= amplitude de $\delta^{13}\text{C}$; TA= área total; CD= distância do centroide; NND= distância média do vizinho mais próximo; SDNND= desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo. As letras <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i> indicam quais métricas foram significativamente diferentes ($p<0,05$) entre as categorias de uso do solo segundo o teste Kruskal-Wallis.....	50

CAPITULO 3

Tabela 1	Características físicas dos nove riachos afluentes do reservatório de São Simão amostrados em setembro de 2012.....	71
Tabela 2	Variáveis ambientais calculadas segundo Kaufmann et al., (1999) para cada categoria de riacho estudado.....	77
Tabela 3	Média e variância (desvio padrão) das assinaturas isotópicas dos recursos amostrados nas três categorias de riachos. Valores em negrito indicam diferenciação segundo o teste de Tukey post-hoc...	80
Tabela 4	Posição trófica estimada para cada espécie de peixe em cada categoria de riacho. Valores em negrito correspondem aos níveis tróficos que apresentaram variação entre as categorias de riachos...	84

SUMÁRIO

CAPITULO 1 INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	15
2.1 Peixes de riachos como ferramentas em estudos ecológicos.....	15
2.2 Utilização dos isótopos estáveis em estudos ecológicos.....	17
REFERENCIAS.....	22
CAPITULO 2 INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE RIACHOS DO CERRADO: UMA ABORDAGEM COM ISÓTOPOS ESTÁVEIS.....	27
1 INTRODUÇÃO.....	30
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
2.1 Área de estudo.....	33
2.2 Avaliação do habitat físico.....	35
2.3 Coleta e processamento de peixes.....	35
2.4 Coleta e processamento de recursos alimentares.....	36
2.5 Análise de dados.....	38
3 RESULTADOS.....	41
4 DISCUSSÃO.....	51
REFERENCIAS.....	56
CAPITULO 3 VARIAÇÃO ISOTÓPICA EM CINCO ESPÉCIES DE PEIXES DE RIACHOS SOB INFLUÊNCIA DE DIFERENTES USOS DO SOLO.....	63
1 INTRODUÇÃO.....	66
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	70
2.1 Área de estudo.....	70
2.2 Coleta e processamento de peixes.....	72
2.3 Coleta e processamento de recursos alimentares.....	73
2.4 Análise de dados.....	74
3 RESULTADOS.....	78
4 DISCUSSÃO.....	88
REFERÊNCIAS.....	94
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	101

CAPÍTULO 1
INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

Esse trabalho foi desenvolvido a partir do projeto “Desenvolvimento de Índices de Integridade Biótica para avaliação da qualidade ambiental e restauração de habitats em áreas de soltura de alevinos” que conta com a parceria do Programa Peixe Vivo da CEMIG (Companhia energética de Minas Gerais) e diversas instituições de ensino (Universidade Federal de Lavras, Universidade Federal de Minas Gerais, PUC BH, CEFET MG). As amostragens foram realizadas em riachos afluentes do reservatório de São Simão, situado entre os estados de Minas Gerais e Goiás. O objetivo principal foi avaliar os efeitos dos diferentes usos da terra sobre o ecossistema aquático, principalmente no que se referem às modificações nas características físicas os riachos, no fluxo de energia e na estrutura trófica destes ambientes.

Os resultados encontrados foram divididos entre dois capítulos que foram desenvolvidos em forma de artigos. Para ambos, estudamos a assembleia de peixes de riachos localizados em plantações de cana (N=3), riachos em pastagens (N=3) e riachos classificados como preservados (N=3) por apresentarem menor influência antrópica, vegetação ciliar representativa e melhor qualidade da água. No primeiro capítulo procuramos entender os principais efeitos dos diferentes usos do solo sobre a estrutura trófica das comunidades de peixes. Para isso, avaliamos a amplitude dos recursos ofertados em cada ambiente, assim como os efeitos dessa variação na composição isotópica dos consumidores. Para verificar a diversidade trófica de cada categoria de riachos nos baseamos nas métricas propostas por Layman et al. (2007).

No segundo capítulo utilizamos uma abordagem mais restrita, em nível de espécie, avaliando a variação na composição isotópica de espécies que estiveram presentes em todas as categorias de riachos (*Aspidoras fuscoguttatus*,

Astyanax altiparanae, *Characidium* cf. *zebra*, *Hisonotus piracanjuba* e *Knodus moenkhausii*). Verificamos se essas espécies apresentaram variação nas assinaturas de carbono e nitrogênio, assim como se variaram as fontes de carbono assimiladas e os níveis tróficos ocupados em cada tipo de uso do solo.

Acreditamos que os resultados encontrados nesse trabalho serão de grande importância para o melhor entendimento dos reais efeitos das intensas atividades agrícolas e agropecuárias, característica dessa região, sobre os ecossistemas aquáticos. Os riachos do cerrado apresentam grande biodiversidade, mas os estudos sobre os efeitos das atividades antrópicas sobre esse ecossistema ainda são reduzidos. Portanto, as informações obtidas serão úteis, uma vez que o uso dos isótopos estáveis nos permite utilizar novas abordagens a respeito da avaliação de ambientes aquáticos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Os corpos d'água sofrem diretamente as consequências das ações em seu entorno, sendo suas características, os reflexos da ação do homem (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001). Sabe-se que a integridade dos ambientes aquáticos é prejudicada pelas ações antrópicas que influenciam, negativamente, desde os pequenos até os grandes cursos d'água. A presença de atividade humana em áreas adjacentes aos corpos d'água pode promover diversos efeitos na biota aquática, seja em decorrência da descarga de poluentes domésticos ou industriais, pelo carreamento de fertilizantes, pela introdução de espécies exóticas ou mesmo em decorrência das modificações no hábitat físico.

Toda essa alteração no ambiente físico dos corpos d'água refletirá na estrutura das comunidades aquáticas. Alguns pesquisadores apontam os fatores abióticos e as características físicas como os fatores primários de estruturação da comunidade, influenciando na composição e abundância das espécies (ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2009; CASTRO, 1999; GROSSMAN et al., 1998) assim como na estrutura trófica das comunidades aquáticas (POLIS; ANDERSON; HOLT, 1997). Dessa forma, as investigações de como as comunidades aquáticas refletem às alterações no uso do solo são necessárias, tanto para entender a extensão desses efeitos, quanto para propor medidas que propiciem um menor impacto a esses ecossistemas.

2.1 Peixes de riachos como ferramentas em estudos ecológicos

Diversos são os trabalhos que avaliam os efeitos das variações nas características do habitat físico de riachos sob as comunidades de peixes (CASATTI et al., 2006; CASATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; FERREIRA & CASATTI, 2006;

GORMAN & KARR, 1978; KARR, 1981; MUGODO, 2006). As espécies de peixes encontradas em riachos são principalmente de pequeno a médio porte, e correspondem à maior parte da diversidade da fauna neotropical de peixes (CASTRO, 1999). Os peixes são utilizados em uma diversidade de trabalhos principalmente por apresentarem características vantajosas na obtenção de informações ambientais, tais como: ampla distribuição, representatividade em diferentes níveis tróficos, identificação relativamente fácil e capacidade de responder à degradação (KARR; DUDLEY, 1981). Além disso, é sabido que as espécies de peixes neotropicais apresentam grande plasticidade trófica, podendo se alimentar de diferentes itens alimentares de acordo com a abundância do mesmo (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; PETERSON; WINEMILLER, 1997).

A capacidade de exploração dos recursos disponíveis irá variar de acordo com as estratégias adotadas por cada espécie. Segundo Gerking (1994) três termos são utilizados para descrever os hábitos alimentares dos peixes: generalistas, especialistas e oportunistas. Peixes generalistas são aqueles que se alimentam de uma ampla variedade de recursos. Por outro lado, os peixes especialistas se alimentam de um número restrito de presas/recursos usualmente apresentam adaptações morfológicas notáveis. Entretanto, segundo este mesmo autor, espécies especialistas podem se tornar generalistas durante um período em que a abundância de recursos declina abruptamente. Os peixes oportunistas, assim como sugere o significado da palavra, são aqueles que descartam um recurso alimentar comum em sua dieta para se alimentar de recursos mais lucrativos, ou seja, fazem uso de uma fonte alimentar abundante e incomum. Entretanto, é importante salientar que esses termos não são exatos e a “adaptabilidade trófica” é a responsável por essa flexibilidade nos hábitos alimentares (GERKING, 1994). Esse termo, que não tem uma origem bem definida, é utilizado para caracterizar a habilidade de tirar vantagem dos recursos

alimentares mais abundantes em determinado momento é caracterizada como (GERKING, 1994). O termo “Plasticidade trófica” também expressa essa capacidade dos organismos apresentarem uma dieta flexível e é mais comumente utilizado na literatura (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; ALMEIDA et al., 2012; WIMBERGER, 1994).

Dessa forma, o fato dos peixes constituírem um grupo que consegue alterar seus hábitos alimentares, a sua escolha como ferramenta em estudos que avaliam o impacto dos diferentes usos do solo na estrutura trófica das comunidades aquáticas é bastante pertinente. Uma das alternativas para o estudo dessas relações tróficas entre os organismos e suas presas é a análise dos isótopos estáveis (MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003), que fornecem uma informação integrada das relações tróficas com base no longo prazo, bem como da dieta assimilada (HESSLEIN; HALLARD; RAMLAL, 1993). Sendo que a utilização dessa ferramenta permite utilizar abordagens desde o nível específico até o nível ecossistêmico.

2.2 Utilização dos isótopos estáveis em estudos ecológicos

Atualmente, a crescente quantificação de isótopos estáveis em tecidos animais e vegetais tem auxiliado no estabelecimento de uma rigorosa base de dados empírica e teórica em estudos ecológicos, além de ser considerado como uma importante ferramenta para fisiologistas, ecólogos e outros pesquisadores que estudam os ciclos dos elementos e da matéria no ambiente (PEREIRA; BENEDITO-CECÍLIO, 2007).

O termo isótopo foi criado em 1913, por Frederick Soddy (1877-1956) e é definido como sendo átomos do mesmo elemento com os mesmos números de prótons, mas com diferentes números de nêutrons, ou seja, com diferentes números de massa. A utilização dessa ferramenta se baseia na premissa de que a

razão isotópica (proporção entre os isótopos pesados e leves) varia de uma forma previsível conforme a ciclagem do elemento na natureza. A cada transformação física, química e biológica pelo qual se passa a matéria orgânica, ocorre uma discriminação entre os seus isótopos, possibilitando sua utilização como traçadores naturais (BOUTTON, 1991). Com isso, o alimento ingerido e assimilado pelo animal irá refletir no sinal isotópico dos seus tecidos.

Os isótopos estáveis de carbono, nitrogênio, enxofre, hidrogênio e oxigênio são os mais conhecidos e utilizados pelos pesquisadores que estudam os ciclos de matéria e energia no ambiente (PEREIRA; BENEDITO-CECÍLIO, 2007). Os isótopos estáveis de H e O são utilizados na determinação da composição da água utilizada pelos vegetais, já os isótopos de C, N e S são utilizados para elucidar vias fotossintéticas, processos fisiológicos nos vegetais ou na determinação das fontes de alimento para consumidores em teias alimentares aquáticas ou terrestres (PEREIRA; BENEDITO-CECÍLIO, 2007). Entretanto, quando as cadeias alimentares são examinadas, os diferentes processos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) destacam-se mais claramente. Portanto, esses são os isótopos são os mais utilizados por ecólogos em estudos que avaliam as relações tróficas.

Para a determinação da razão isotópica é necessária a utilização de um espectrômetro de massa ou “Isotope Ratio Mass Spectrometers” (IRMS) e a composição isotópica da amostra obtida no final de todo o processo é comparada com um padrão já conhecido (PETERSON; FRY, 1987). O padrão para o carbono é o PDB, um fóssil de *Belemnitella americana* da formação Peedee da Carolina do Sul (EUA) e para o nitrogênio o padrão é o N_2 atmosférico (LAJTHA; MARSHALL, 1994).

Há um maior número de trabalhos em estudos ecológicos com o isótopo de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) (CIFUENTES; SHARP; FOGEL, 1988), possivelmente devido às facilidades metodológicas e de interpretação (LOPES; BENEDITO-

CECÍLIO, 2002). Pelo fato do $\delta^{13}\text{C}$ distinguir as fontes autotróficas de energia, alguns pesquisadores utilizam desta ferramenta seja em ecossistemas terrestres (FRY, ANTHONY; PARKER, 1978) ou ecossistemas de água doce (ARAÚJO-LIMA et al., 1986). Na natureza, aproximadamente 98,89% de todo o carbono é ^{12}C , e 1,11 % é ^{13}C , sendo que pode haver uma variação nestas taxas como resultado do fracionamento durante processos físicos, químicos e biológicos (BOUTTON, 1991). A composição isotópica de carbono nos tecidos animais apresenta um enriquecimento por nível trófico de aproximadamente 1‰, evidenciado pelo valor isotópico do carbono no animal em relação ao valor isotópico do carbono na dieta. Além disso, a transferência da assinatura isotópica de carbono ao longo da teia trófica é conservativa podendo ser utilizada para traçar o fluxo de energia em sistemas onde existem vários tipos de alimentos com diferenças nos valores de ^{13}C (MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003). Diferentemente do método “tradicional” (análise do conteúdo estomacal), o isótopo de carbono de um animal irá refletir a história alimentar do consumidor em longo prazo (considerando as taxas de *turnover*, ou de reposição dos tecidos), uma vez que o carbono é acumulado no tecido animal durante a sua vida.

O $\delta^{15}\text{N}$, por sua vez, é fracionado consistentemente ao longo da teia trófica, possibilitando inferências sobre as relações tróficas dos consumidores com a sua dieta (VANDER-ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997). O isótopo de nitrogênio tem um padrão de fracionamento em que ocorre enriquecimento de 3‰ a 5‰ a medida em que se aumenta o nível trófico (DENIRO; EPSTEIN, 1981). Entretanto, alguns autores chamam a atenção para o quão variável podem ser esses valores (VANDERCLIFT; PONSARD, 2003).

É importante considerar que a estrutura trófica do ecossistema é constituída por duas classes: os autotróficos e os heterotróficos, cabendo aos primeiros manufaturar o alimento a partir de substâncias inorgânicas simples,

disponibilizando os nutrientes para os demais níveis da teia alimentar. Os produtores primários variam sua assinatura isotópica de acordo com as vias de descarboxilação utilizadas, distinguindo-se em plantas C3, C4 ou CAM (MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003). Nas plantas C3 a carboxilação feita pela enzima RUBISCO causa um elevado fracionamento, pois essa enzima tem grande afinidade por $^{12}\text{CO}_2$, conseqüentemente a planta C3 é muito empobrecida em carbono pesado ($\delta^{13}\text{C} = -34$ a -22‰). Já as plantas C4 utilizam a via enzima de carboxilação fosfenolpiruvato (PEP) carboxilase que reduz o CO_2 a ácido aspártico ou málico e apresentam valores isotópicos em torno de -14‰ (de -7 a -16‰). As plantas que utilizam a via metabólica dos ácidos crassuláceos (CAM) possuem as mesmas enzimas utilizadas na via C4, porém com atividade enzimática diferenciada. Essas plantas fixam o CO_2 durante a noite, e por exibirem características tanto de plantas C4 quanto de plantas C3 apresentam assinaturas isotópicas que variam entre -10 e -28‰ (LOPES; BENEDITO-CECÍLIO, 2002). Apesar das desvantagens (por serem menos nutritivas e de difícil digestão), estudos recentes têm sugerido que a contribuição de plantas C4 pode ser substancial para comunidades aquáticas (FERREIRA et al., 2012; HOEINGHAUS; WINEMILLER; AGOSTINHO, 2007). Portanto, para entender o fluxo de energia no ecossistema é necessário investigar os processos que ocorrem a partir dos produtores primários e ver como a variação neste nível afeta os níveis posteriores da cadeia alimentar (LOPES; BENEDITO-CECÍLIO, 2002).

Entretanto, apenas o sinal isotópico não é suficiente para se estimar o nível trófico ocupado pelos consumidores e as fontes de carbono utilizadas por eles. Para estimativa dos níveis tróficos é necessário também adotar uma *isotopic baseline* (linha de base) apropriada. A linha de base isotópica, nada mais é do que um valor de fracionamento de um consumidor primário que apresente menos variação e que represente o valor de fracionamento básico para

os demais níveis tróficos da cadeia alimentar em estudo. Com base em dados da literatura provenientes de estudos com diversos ambientes aquáticos, Post (2002) definiu a linha de base com um valor de fracionamento médio de $3,4 \pm 1\text{‰}$ para o isótopo de nitrogênio e de $0,4 \pm 1,3\text{‰}$ para o isótopo de carbono. A partir desses valores é possível estimar a posição trófica dos consumidores pelo método proposto por Vander Zanden, Cabana e Rasmussen (1997). Por outro lado, para estimar a contribuição das fontes de carbono consumidas pelo animal ao longo de sua vida alguns modelos têm sido propostos. Esses modelos variam de simples (usando apenas um isótopo), a modelos que admitem vários isótopos para determinar as diferentes fontes utilizadas (p.e. PARNELL et al., 2010; PHILLIPS, 2001).

Pode-se perceber que a utilização simultânea dos dois isótopos, carbono e nitrogênio, amplia a aplicação da ferramenta isótopos estáveis em estudos de ecologia trófica em ambientes aquáticos, nos quais os peixes (na maioria das vezes) são os organismos que ocupam o nível trófico mais elevado na cadeia alimentar. Entretanto, alguns fatores devem ser considerados quando se tem como objetivo utilizar a ferramenta isótopos estáveis em estudos de ecologia alimentar. As razões isotópicas dos animais em estudo podem variar por uma série de questões, como: fracionamento isotópico, variação individual, sazonalidade, tamanho dos indivíduos, os tecidos analisados, a taxa de reposição (ou taxa de *turnover*), entre outros (BOECKLEN et al., 2011; JARDINE et al. 2003). Questões como estas, quando colocadas de lado, podem trazer interpretações incorretas dos resultados obtidos com a análise isotópica.

REFERÊNCIAS

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, Mar. 2001.

ALMEIDA, D.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G. G.; ELVIRA, B.; GROSSMAN, G. D. Trophic plasticity of invasive juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* in Iberian streams. **Fisheries Research**, New York, v. 113, n. 1, p. 153–158, Jan. 2012.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. **Science**, New York, v. 234, n. 4781, p. 1256-258, Dec. 1986.

ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Influence of environmental variables and antropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 31-38, Mar. 2009.

BOECKLEN, W. J.; YARNES, C. T.; COOK, B. A.; JAMES, A. C. On the Use of Stable Isotopes in Trophic Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 42, n. 1, p. 411–40, Aug. 2011.

BOUTTON, T. W. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis. In: COLEMAN, D. C.; FRY, B. (Ed.). **Carbon isotope techniques**. New York: Academic Press, 1991. p. 173-185.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71-82, Mar. 2001.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, New York, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2B, p. 681-696, May 2006.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 632, n. 1, p. 273-283, June 2009.

CASTRO, R. M. C. Evolução da Ictiofauna de Riachos Sul-Americanos: Padrões Gerais e Possíveis Processos Causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: Série Oecologia brasiliensis, 1999. v. 6, p. 139-155.

CIFUENTES, L. A.; SHARP, J. H.; FOGEL, M. L. Stable carbon and nitrogen isotope biogeochemistry in the Delaware estuary. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v. 33, n. 5, p. 1102-1115, June 1988.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 45, n. 3, p. 341-351, Mar. 1981.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 642-651, Sept. 2006.

FERREIRA, A.; CYRINO, J. E. P.; JOSÉ, P.; MARTINELLI, L. A. Permeability of riparian forest strips in agricultural, small subtropical watersheds in south-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, Collingwood, v. 63, n. 12, p. 1272-1282, June 2012.

FRY, B.; ANTHONY, J.; PARKER, P. L. Grasshopper food web analysis: use of carbon isotope ratios to examine feeding relationships among terrestrial herbivores. **Ecology**, Tempe, v. 59, n. 3, p. 498-506, June 1978.

GERKING, S. D. Feeding Variability. In: ____ **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press, 1994. p. 41-53.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Tempe, v. 59, n. 3, p. 507–515, June 1978.

GROSSMAN, G. D.; RATAJCZAK Jr., R. E.; CRAWFORD, M.; FREEMAN, M. C. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 68, n. 3, p. 395-420, Aug. 1998.

HESSLEIN, R. H.; HALLARD, K. A.; RAMLAL, P. Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by d34S, d13C, and d15N. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 50, n. 10, p. 2071–2076, Oct. 1993.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. **Ecosystems**, Copenhagen, v. 10, n. 6, p. 1019–1033, July 2007.

JARDINE, T. D.; McGEACHY, S. A.; PATON, C. M.; SAVOIE, M.; CUNJAK, R. A. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. In: ____ **Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2003. n. 2656, 39 p.

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, Bethesda, v. 6, n. 6, p. 21-27, Dec. 1981.

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, New York, v. 5, n. 1, p. 55-68, Jan. 1981.

LAJTHA, K.; MARSHALL, J. D. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: Lajtha, K.; Michener, R. H. (Ed.). **Stable isotopes in ecology and environmental science**, Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1994. chap. 1, 21 p.

LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; MONTANA, C. G.; POST, D. M. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, Tempe, v. 88, n. 1, p. 42-48, Jan. 2007.

LOPES, C. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. Variabilidade isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) em produtores primários de ambientes terrestres e de água doce. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 303-312, Mar. 2002.

MANETTA, G. I.; BENEDITO-CECÍLIO, E. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de *turnover* em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 121-129, Mar. 2003.

MUGODO, J.; KENNARD, M. J.; LISTON, P.; NICHOLS, S.; LINKE, S.; NORRIS, R. H.; LINTERMANS, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 572, n. 1, p. 59-70, Nov. 2006.

PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **Plos one**, San Francisco, v. 5, n. 3, Mar. 2010.

PEREIRA, A. L.; BENEDITO-CECÍLIO, E. Stable isotopes in ecological studies: methods, applications and perspectives. **Revista biociências**, Taubaté, v. 13, n. 1-2, p. 16-27, June 2007.

PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, n. 1, p. 293–320, Nov. 1987.

PETERSON, C. C.; WINEMILLER, K. O. Ontogenetic diet shifts an scale-eating in *Roeboides dayi*, a neotropical characid. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, n. 49, v. 1, p. 111-118, May 1997.

PHILLIPS, D. L. Mixing Models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. **Oecologia**, Berlin, v. 127, n. 2, p. 166-170, Apr. 2001.

POLIS, G. A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R. D. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 289–316, Nov. 1997.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 703-718, Mar. 2002.

VANDERCLIFT, M. A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet enrichment: a meta-analysis. **Oecologia**, Berlin, v. 136, n. 2, p. 169-182, July 2003.

VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, n. 5, p. 1142–1158, May. 1997.

WIMBERGER, P. H. Trophic polymorphisms, plasticity, and speciation in vertebrates. In: STOUDE, D. J. et al. (Ed.) **Theory and application of fish feeding ecology**. Columbia: University of South Carolina Press, Belle Baruch Library in Marine Science, n. 18, 1994. p. 19-43.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DO USO DO SOLO NA ESTRUTURA TRÓFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE RIACHOS DO CERRADO: UMA ABORDAGEM COM ISÓTOPOS ESTÁVEIS

RESUMO

O objetivo com este trabalho foi avaliar como diferentes usos do solo podem alterar o habitat físico e a estrutura trófica da comunidade de peixes. Para isso, nove riachos sob diferentes influências antrópicas foram avaliados, sendo três deles influenciados por pastagens, três por plantações de cana e três considerados como preservados por apresentarem vegetação ciliar representativa e boa qualidade da água. Para avaliar o habitat físico utilizamos protocolos de avaliação da integridade de riachos e para avaliar a estrutura trófica da comunidade utilizamos os isótopos estáveis de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ e aplicamos métricas de avaliação da estrutura da comunidade (p.e. distância do centroide e amplitude da assinatura isotópica dos recursos e consumidores). Todas as variáveis de habitat-físico estudadas (porcentagem de substrato fino, cobertura vegetal, presença de algas, macrófitas e banco de folhas) foram alteradas pelo uso do solo, com exceção do fluxo d'água que não variou entre as categorias de riachos. Macrófitas e algas filamentosas foram abundantes em riachos com influência de pastagens e praticamente ausentes nas outras categorias. Por outro lado, a presença de banco de folhas foi superior em riachos preservados e com influência de cana. Essa variação nos recursos ofertados à comunidade aquática teve reflexo na amplitude das assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio dos recursos em cada categoria, com a maior amplitude de assinaturas isotópicas sendo observada em riachos com influência de pastagens. A riqueza de espécies não variou entre as categorias de uso do solo, entretanto, quatro métricas (CR, CD, TA e SDNND), das seis calculadas para avaliar o nicho ocupado pelas espécies, variaram entre essas categorias.

Palavras-chave: Carbono. Nitrogênio. Isótopos estáveis. Teias tróficas. Estrutura trófica, Recursos alimentares.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate how different land uses may alter the physical habitat and trophic structure of the fish community. Nine streams under different anthropic influences were evaluated, three of them were influenced by pastures, three by sugarcane plantations and three considered preserved since they presented representative riparian vegetation and good water quality. In order to evaluate the physical habitat we used protocols of assessment of streams integrity, and to evaluate the trophic structure of the community we used stable isotopes of ^{15}N e ^{13}C , and metrics applied for assessment of the community structure (for example, distance from the centroid and amplitude of the isotopic signature of resources and consumers). All the studied variables related to the physical habitat (percentage of fine substrate, vegetal cover, presence of algae, macrophytes and leaf litter) were altered by the land use, except the water flow that did not vary among the categories of streams. Macrophytes and filamentous algae were abundant on streams influenced by pastures and practically absent on other categories. Contrarily, the presence of leaf litter was greater on preserved streams and under the influence of sugarcane. Such variation of resources offered to the community reflected on the amplitude of isotopic signatures of carbon and nitrogen of the resources on each category, with the higher amplitude observed for streams influenced by pastures. The species richness did not change among the categories of land use, however, four metrics (CR, CD, TA, SDNND) among the six calculated to evaluate the occupied niche by the species varied among these categories.

Keywords: Carbon. Nitrogen. Stable isotopes. Food webs. Trophic structure. Food resources.

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são importantes componentes da paisagem do cerrado brasileiro e abrigam grande biodiversidade aquática. Esse bioma, que no passado era ocupado por populações indígenas esparsas, sofre agora com intensas atividades antrópicas (DINIZ-FILHO et al., 2009; RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997). Essa mudança, que se iniciou na década de 50, pode ser atribuída preponderantemente à transformação de áreas naturais em pastagens para pecuária e em áreas de cultivos, altamente tecnológicas, como a soja e milho (DINIZ-FILHO et al., 2009). A transformação de áreas naturais em pastagens e áreas de cultivos alteram a estrutura física e o fluxo de energia nos ambientes aquáticos (SILVA et al., 2007), pois tem potencial de modificar a morfologia do canal (MEDEIROS, SILVA, RAMOS, 2008), os tipos de substrato (BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009), a qualidade da água (OMETO et al., 2000) a qualidade da zona ripária, entre outros (ALLAN, 2004). Além disso, os diferentes usos do solo podem também alterar a biodiversidade (ANGERMEIR; KARR, 1994), o que conseqüentemente pode modificar de forma significativa a estrutura das comunidades aquáticas.

As teias tróficas apresentam um retrato da dinâmica das comunidades, fornecendo informações relevantes como, por exemplo, as relações predador-presa e o fluxo de energia nos ecossistemas (POLIS; WINEMILLER, 1996). Os isótopos estáveis, principalmente carbono e nitrogênio, são amplamente utilizados para examinar aspectos da estrutura de redes tróficas, além de permitirem uma representação do nicho trófico ocupado por organismos (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; LUJAN; GERMAN; WINEMILLER, 2011). O isótopo de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) é uma poderosa ferramenta para estimar as posições tróficas dos organismos, uma vez que apresenta um enriquecimento gradual de um nível trófico para outro que varia entre 3 e 5 ‰ (DENIRO;

EPSTEIN, 1981). Por outro lado, o isótopo de carbono varia muito pouco com a mudança de níveis tróficos, mas apresenta variação substancial entre os produtores primários que utilizam diferentes vias fotossintéticas (C_3 , C_4 e CAM). Por isso, o isótopo de carbono é amplamente utilizado como ferramenta na identificação das fontes de carbono utilizadas na dieta dos consumidores (ARAÚJO-LIMA et al., 1986; BENEDITO-CECÍLIO et al., 2000; FERREIRA et al., 2012).

A composição isotópica varia entre componentes bióticos e abióticos no ecossistema de maneira sistemática (p.e: via metabólica, fracionamento isotópico) e isso reflete nos recursos e na dinâmica de transferência de energia e nutrientes por meio das teias tróficas (FRY, 2006). A assinatura isotópica dos consumidores está intimamente relacionada à variação temporal e espacial nas assinaturas isotópicas dos recursos alimentares, especialmente recursos basais com taxas elevadas de *turnover* (POST, 2002) e isto poderá influenciar na posição ocupada pelos consumidores no espaço do nicho.

Em ambientes aquáticos, a variação na assinatura isotópica dos consumidores pode ocorrer em razão de modificações nas zonas ripárias, principalmente porque essas áreas podem prover grande parte do carbono utilizado pelas comunidades aquáticas, além de funcionarem também como filtro que impede a entrada excessiva de nutrientes, provenientes da adubação e dos fertilizantes utilizados em cultivos, para os corpos d'água (GREGORY et al., 1991; MEYNENDONCKX et al., 2006; PUSEY; ANTHINGTON, 2003; SALEMI et al., 2012). Portanto, essas variações na cobertura vegetal podem influenciar na dinâmica e estrutura das comunidades aquáticas, alterando a composição isotópica dos recursos e consumidores.

Entender os fatores capazes de moldar a estrutura das teias tróficas tem sido o objetivo de diversas pesquisas nos últimos anos. Para isso novas abordagens são sugeridas como, por exemplo, a utilização de métricas que

permitem avaliar o nicho ocupado pelas espécies (LAYMAN et al., 2007; LUJAN; GERMAN; WINEMILLER, 2011; SCHMIDT et al., 2007). Para alguns autores o uso de métricas em escala de comunidade com base nas representações do nicho das espécies utilizando isótopos estáveis é uma ferramenta adicional que merece consideração. Esta abordagem pode revelar importantes percepções sobre a estrutura da cadeia alimentar fornecendo respostas quantitativas que refletem características específicas da estrutura trófica (LAYMAN et al., 2007).

Dessa forma, objetivou-se como esse trabalho avaliar os impactos de diferentes usos do solo nas comunidades aquáticas, avaliando tanto as modificações na estrutura física dos riachos, quanto alterações na estrutura trófica da comunidade. Para isso, foi feito um trabalho com a ictiofauna presente em riachos preservados e riachos que drenam regiões predominantemente de pastagens e cultivo de cana localizados no cerrado brasileiro. Foram testadas as hipóteses: i) a quantidade e os tipos de recursos irão variar entre as categorias de uso do solo, com reflexo na amplitude das assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio dos recursos disponíveis em cada categoria de riacho; ii) a amplitude da assinatura dos consumidores (peixes) acompanhará a amplitude da assinatura isotópica dos recursos disponíveis e iii) a diversidade trófica será maior em riachos onde há maior disponibilidade de recursos.

Apesar da grande importância do ponto de vista da biodiversidade, poucos são os estudos sobre a ictiofauna de riachos que drenam áreas de cerrado. Portanto, acredita-se que os resultados aqui encontrados serão de grande importância para avaliar os efeitos das intensas atividades agrícolas e agropecuárias, característica dessa região, sobre os ecossistemas aquáticos, subsidiando assim a proposição de medidas de conservação.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em riachos afluentes do reservatório de São Simão, localizado na sub-bacia do Rio Paranaíba. A Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba é a segunda maior unidade hidrográfica da Bacia do Paraná, com 25,4% de sua área, que corresponde a uma área de drenagem de 222.767 Km², abrangendo parte dos estados de Goiás (65%), Minas Gerais (30%), Distrito Federal (3%) e do Mato Grosso do Sul (2%). O regime hidrológico dos rios desta bacia é regulado pela estação das chuvas, bem demarcadas nesta região do Brasil. Entre outubro e março ocorre a época das chuvas e nos demais meses do ano as chuvas são rarefeitas (CBH – PARANAÍBA, 2012).

Nove riachos de 2^a e 3^a ordens localizados nos estados de Minas Gerais e Goiás foram selecionados a partir de 110 riachos visitados previamente. Para a escolha desses 110 pontos amostrais foi seguida a metodologia proposta por Olsen e Peck (2008), na qual os pontos são definidos por meio de um algoritmo de seleção espacialmente balanceado e ranqueado. Os nove riachos foram selecionados por apresentarem similaridades no uso da terra: três estão localizados em áreas de pastagens, três em áreas de cultivo de cana de açúcar e três foram avaliados como preservados por apresentarem vegetação ciliar representativa e boa qualidade da água. Cada riacho foi amostrado uma única vez na estação seca em setembro de 2012, quando foram coletados dados de habitat físico e amostrados os recursos disponíveis e a comunidade aquática (Figura 1, Tabela 1).

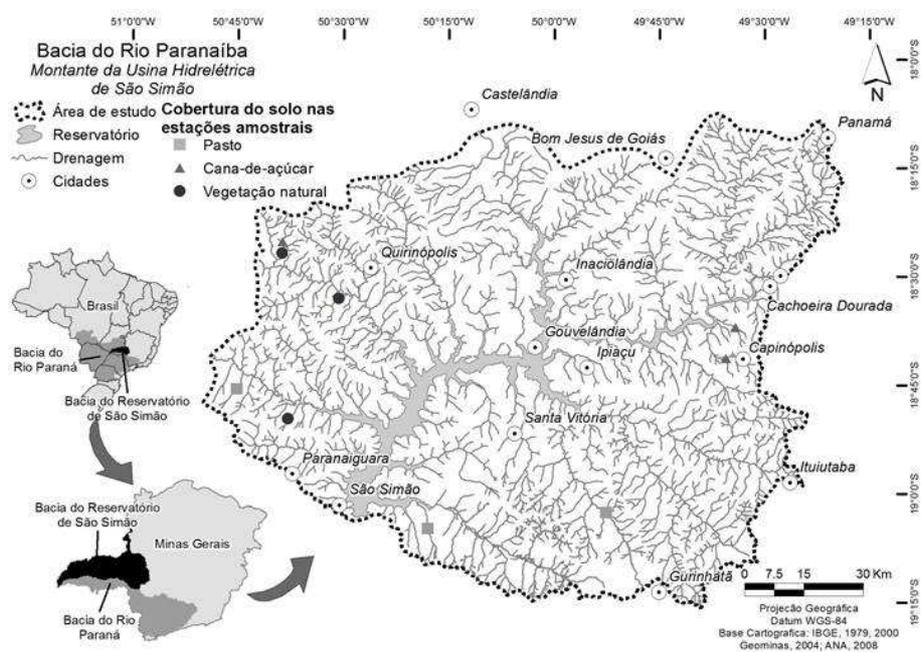


Figura 1 Localização dos riachos afluentes do reservatório de São Simão, onde foram realizadas as amostragens em setembro de 2012.

Tabela 1 Características físicas dos nove riachos afluentes do reservatório de São Simão amostrados em setembro de 2012.

Riachos	Características			
	Ordem (Strahler)	Profundidade média (m)	Largura média (m)	Área Média (m ²)
Preservado 1	2 ^a	0.20	3.42	0.68
Preservado 2	3 ^a	0.19	7.29	1.36
Preservado 3	3 ^a	0.19	7.35	1.43
Plantação de cana 1	2 ^a	0.23	3.98	0.93
Plantação de cana 2	3 ^a	0.19	1.85	0.35
Plantação de cana 3	2 ^a	0.27	1.27	0.35
Pastagem 1	3 ^a	0.64	3.49	2.25
Pastagem 2	3 ^a	0.13	2.00	0.25
Pastagem 3	2 ^a	0.17	4.80	0.82

2.2 Avaliação do habitat físico

Para avaliação da estrutura física dos riachos das três categorias de uso do solo foi utilizada a metodologia baseada nos procedimentos usados pela Agência de Proteção Ambiental Americana (US-EPA - *United States Environmental Protection Agency*) e nos protocolos para avaliação de habitat físico criados por seu Programa de Monitoramento e Avaliação Ambiental (EMAP - *Environmental Monitoring & Assessment Program*). A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional à sua largura, sendo definido como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 m de amostragem. Cada trecho amostral foi dividido em 11 transectos (10 seções) equidistantes entre si (KAUFMANN et al., 1999).

A partir dos dados obtidos com o preenchimento do protocolo de avaliação do habitat físico foram calculadas métricas (valores condensados das observações) para cada riacho (KAUFMANN et al., 1999). Para este trabalho avalizamos as variáveis: porcentagem de substrato fino, cobertura vegetal, fluxo d'água rápido, presença de algas, macrófitas e banco de folhas por demonstrarem de forma consistente os impactos dos diferentes usos do solo no habitat físico dos riachos, principalmente no que se refere à disponibilidade de recursos.

2.3 Coleta e processamento de peixes

A coleta de peixes foi realizada no sentido jusante-montante com peneiras confeccionadas com tela mosqueteira (80 cm de diâmetro, 1 mm de malha) e rede de arrasto (3 m de comprimento, 5 mm de malha). Cada riacho foi subdividido em 10 seções para a coleta da ictiofauna, com um tempo de amostragem de 12 minutos por seção, totalizando duas horas de coleta por riacho. Os exemplares coletados foram congelados para posterior análise da

composição isotópica. Em laboratório os organismos coletados foram identificados taxonomicamente com auxílio de chaves de identificação para peixes da Bacia do Paraná. Exemplares de maior tamanho tiveram uma parte do músculo retirado para análise isotópica e os peixes menores foram analisados inteiros tendo somente o trato digestório retirado. Em seguida as amostras de peixes foram liofilizadas por 24 horas e moídas a pó fino e homogêneo utilizando almofariz e pilão.

2.4 Coleta e processamento de recursos alimentares

Foram coletadas amostras de perifíton, algas filamentosas, matéria em suspensão, matéria orgânica particulada grossa (CPOM) e fina (FPOM), vegetação (mata ciliar, gramíneas, cana, bambu e macrófitas), serrapilheira e macroinvertebrados bentônicos. Padronizou-se a coleta de cinco amostras de cada recurso por riacho.

O processamento de perifíton e matéria em suspensão foram similares. O perifíton foi coletado por meio da raspagem de pedras e armazenado em um pote plástico com água destilada. A matéria em suspensão foi coletada com uma rede de fitoplâncton (0,45 mm de malha) fixada pelo período de um minuto em um ponto a montante de cada trecho amostrado. Após a coleta as amostras foram imediatamente congeladas para preservação do material. Em laboratório as amostras foram filtradas utilizando um aparato de filtração ligado a uma bomba de vácuo e filtros de fibra de vidro *millipore* de 45 micrometros previamente calcinados. As algas filamentosas foram coletadas manualmente, armazenadas em potes plásticos e imediatamente congeladas. Amostras de matéria orgânica particulada fina (FPOM) foram coletadas a partir do sedimento do leito dos riachos, sendo também armazenadas em potes plásticos e imediatamente congeladas. Amostras de vegetação, serrapilheira e CPOM foram coletadas em

diferentes pontos dos riachos, acondicionadas em sacos de papel e mantidas em prensas herbáricas até o processamento em laboratório. Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados por meio de coleta qualitativa utilizando redes *Kicking-net* (0.5 mm de abertura de malha) ao longo dos riachos.

Em laboratório todas as amostras foram mantidas em estufa 60° por um período de 48 horas. Logo em seguida foram moídas a pó fino e homogêneo utilizando almofariz e pilão e armazenadas em tubos do tipo *ependorf*. Para análise isotópica selecionamos cerca de 2-5 mg de material seco do tecido animal e para amostras vegetais a quantidade necessária foi de aproximadamente 5-10 mg.

Após o término da preparação do material, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica, vinculado ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo-USP, em Piracicaba, para análise isotópica. Todas as amostras foram analisadas por razões isotópicas ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) de carbono total e teor de nitrogênio. Para a determinação da razão isotópica foi utilizado um espectrômetro de massa (Continuous-flow - Isotope Ratio Mass Spectrometry - CF-IRMS) com um analisador elementar Carlo Erba (CHN 1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus, da Thermo Scientific. Os resultados foram expressos pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), dos padrões internacionais de referência, calculados por meio da fórmula:

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

onde X é ^{13}C ou ^{15}N e R representa as razões isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (BARRIE; PROSSER, 1996).

2.5 Análise de dados

Para testar se houve diferença nas variáveis de habitat físico dos riachos com influência de diferentes usos do solo foram realizadas análises de variância (ANOVA). Quando diferenças significativas ($p = <0,05$) foram observadas comparamos as médias utilizando o procedimento Tukey post-hoc. Essas análises foram feitas no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001).

Para avaliar a estrutura da comunidade, Layman et al. (2007) sugeriram seis métricas que refletem importantes aspectos da estrutura trófica e do nicho ocupado pela comunidade, são elas:

- (i) Amplitude de $\delta^{15}\text{N}$ (NR)- a partir da qual temos a representação vertical da estrutura de uma teia trófica. Esse valor indica a distância entre os valores de $\delta^{15}\text{N}$ mais enriquecidos e os mais empobrecidos, tanto para os recursos, quanto para os consumidores. Geralmente, uma maior amplitude de $\delta^{15}\text{N}$ sugere a presença de mais níveis tróficos em uma comunidade;
- (ii) Amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ (CR)- é a variação horizontal e indica a variedade de recursos basais utilizados pela comunidade. Um aumento na amplitude de $\delta^{13}\text{C}$ é esperado em teias tróficas onde há uma grande variedade de recursos com diferentes assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$;
- (iii) Área total (TA) - Área que abrange todas as espécies no espaço bi-plot e representa uma medida do espaço total de nicho ocupado. A área total é influenciada por espécies com posições extremas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ ou $\delta^{15}\text{N}$ (ou ambos) e, portanto, está altamente correlacionada com estes dois parâmetros;
- (iv) Distância média do centroide (CD) – essa métrica fornece a medida do grau médio da diversidade trófica dentro de uma teia trófica e é

calculado a partir da distância euclidiana de cada espécie para o centroide;

- (v) Distância média do vizinho mais próximo (NND): Média das distâncias euclidianas ao vizinho mais próximo de cada espécie no espaço bi-plot e, portanto, uma medida da densidade total da comunidade. Teias tróficas com uma grande proporção de espécies com ecologias tróficas similares irão apresentar uma NND menor (maior redundância trófica) do que uma teia em que as espécies são, em média, mais divergentes em termos de nicho trófico;
- (vi) Desvio padrão da distância do vizinho mais próximo (SDNND): É uma medida da uniformidade das espécies no espaço bi-plot que é menos influenciada pelo tamanho da amostra do que a NND. Valores baixos SDNND sugerem uma distribuição mais uniforme de nichos tróficos.

Tais métricas foram calculadas para a comunidade íctia de cada um dos nove riachos amostrados por meio do pacote computacional de análise de isótopos estáveis do R - SIAR (PARNELL et al., 2010) utilizando a função “`laymanmetrics(x,y)`”.

Para verificar se as métricas variaram entre as três categorias de riachos foi utilizado o teste Kruskal-Wallis. O mesmo teste foi utilizado para testar a diferença na riqueza de espécies em cada categoria estudada. Gráficos com a variação na amplitude das assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio de peixes e recursos em cada categoria de uso do solo também foram desenvolvidos. A partir desses gráficos é possível observar quais categorias de usos do solo oferecem fontes mais diversificadas de recursos e também se os peixes conseguem utilizar a maior parte dessa amplitude ofertada. Ambos os gráficos e análises foram realizados pelo programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001).

Gráficos com desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes também foram gerados para observar a variação nas assinaturas dos peixes em cada categoria de riacho. Por meio dessa análise é possível observar as espécies que variam mais os recursos consumidos (espécies com grande desvio padrão na assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$) e também aquelas que variam mais os níveis tróficos ocupados (espécies com grande desvio padrão na assinatura isotópica de $\delta^{15}\text{N}$). Para verificar se uma maior variação nas assinaturas de ^{15}N dos peixes está relacionada com uma maior variação nos recursos consumidos foram realizadas análises de regressão por meio do programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001). É importante salientar que para essa análise foram consideradas somente as espécies com no mínimo três indivíduos coletados.

3 RESULTADOS

Foram observadas grandes diferenças entre as variáveis de habitat físico para as três categorias de riachos, sendo que somente a variável ambiental “porcentagem de fluxo rápido” não foi significativamente diferente entre as categorias. (Figura 2).

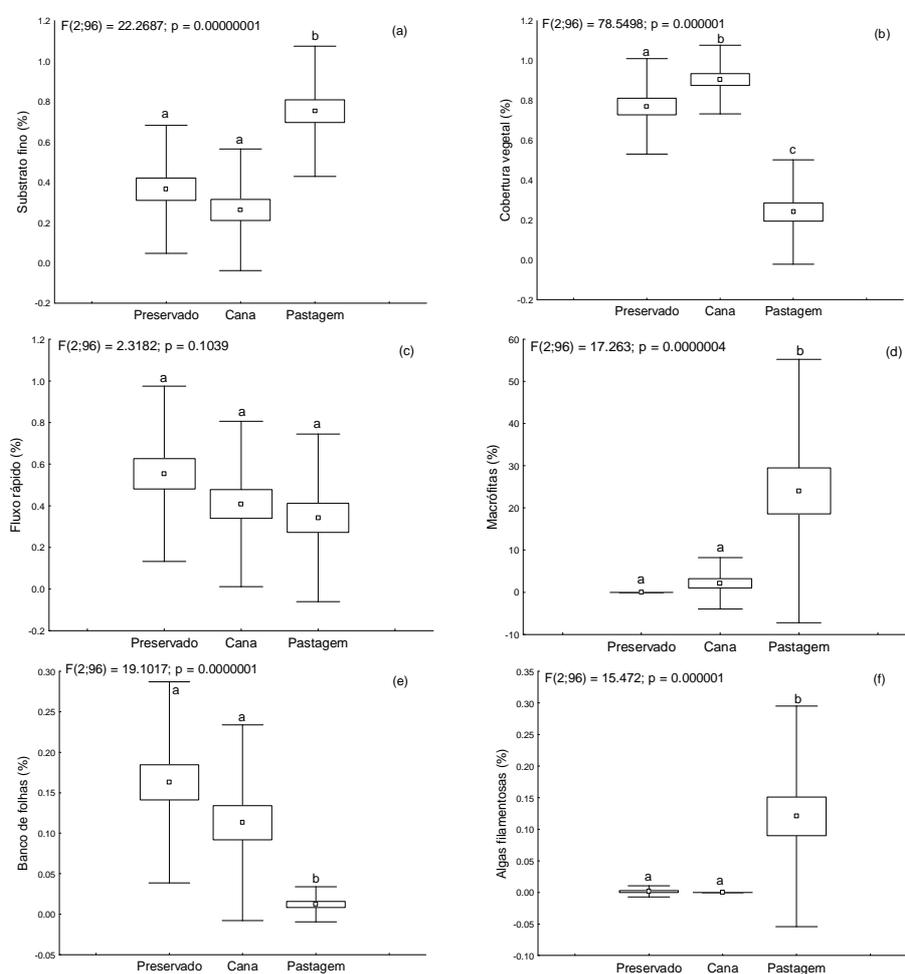


Figura 2 Variáveis de habitat físico para cada categoria de riacho (média, erro e desvio padrão). As letras *a*, *b* e *c* indicam quais assinaturas foram diferentes segundo a análise de Tukey post-hoc.

Um total de 838 amostras foi analisado isotopicamente, sendo 341 amostras de peixes e 497 amostras de recursos alimentares. Foram identificadas 38 espécies de peixes pertencentes a 14 famílias (Anostomidae, Auchenipteridae, Callichthyidae, Cetopsidae, Characidae, Cichlidae, Crenuchidae, Curimatidae, Heptapteridae, Loricariidae, Parodontidae, Poeciliidae, Rivulidae e Sternopygidae) e cinco ordens (Characiformes, Cyprinodontiformes, Gymnotiformes, Perciformes e Siluriformes). Destas espécies, 26 foram encontradas em riachos com influência de pastagens, 20 espécies em riachos preservados e 19 espécies em riachos com influência de cana (Tabela 2).

Tabela 2 Espécies identificadas nos nove riachos de São Simão e suas respectivas abundâncias para cada tipo de uso do solo.

Espécies	Preservado	Plantação de Cana	Pastagem	Total
Characiformes				
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	7	4	2	13
<i>Aphyocharax dentatus</i>			5	5
<i>Astyanax altiparanae</i>	9	3	9	21
<i>Astyanax fasciatus</i>	6	1	1	8
<i>Astyanax</i> sp.			2	2
<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	10	7	10	27
<i>Cyphocharax gilli</i>			4	4
<i>Hasemannia</i> sp.			3	3
<i>Knodus moenkhausii</i>	18	15	17	50
<i>Leporinus friderici</i>			1	1
<i>Leporinus piavussu</i>	1			1
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>			3	3
<i>Piabina argentea</i>	7	1	4	12
<i>Serrapinnus</i> sp.2	10		5	15
<i>Steindachnerina inculpita</i>	1			1

“Tabela 2, conclusão”

“Tabela 2, conclusão”				
Cyprinodontiformes				
<i>Poecilia reticulata</i>		5		5
<i>Rivulus apiamici</i>			5	5
Gymnotiformes				
<i>Eigenmannia cf. Trilineata</i>			3	3
Perciformes				
<i>Cichlasoma paranaense</i>	2	1		3
<i>Laetacara araguaia</i>			5	5
Siluriformes				
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	8	10	11	29
<i>Cetopsis gobioides</i>	1			1
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>		1	1	2
<i>Hisonotus piracanjuba</i>	5	5	7	17
<i>Hypostomus ancistroides</i>		1	1	2
<i>Hypostomus cf. paulinus</i>	3			3
<i>Hypostomus cf. topavae</i>	5	4	2	11
<i>Hypostomus sp.1</i>			10	10
<i>Hypostomus sp.2</i>	16			16
<i>Hypostomus sp.3</i>	1		5	6
<i>Hypostomus sp.4</i>		16		16
<i>Hypostomus strigaticeps</i>		2		2
<i>Imparfinis longicauda</i>	2		3	5
<i>Imparfinis schubarti</i>	4	4	7	15
<i>Phenacorhamdia cf. unifasciata</i>		4		4
<i>Pimelodella gracilis</i>		5		5
<i>Rhamdia quelen</i>	2	7		9
<i>Tatia neivai</i>			1	1
Riqueza Total	20	19	26	38
Abundância total	118	96	127	341

A amplitude de valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de recursos e consumidores variou entre as três categorias de riacho. Maiores amplitudes de $\delta^{13}\text{C}$ para recursos foram encontrados em riachos com influência de pastagens (-43.72 a -

13.06‰), seguido por riachos com influência de cana (-34.38 a -12.63‰) e preservados (-38.74 a -23.35‰). Para os riachos preservados e para a pastagem, a amplitude dos valores encontrados nos peixes acompanharam os valores dos recursos. Apenas para a cana, a comunidade de peixes apresentou valores que representam um pequeno subconjunto dos valores de recursos (Figura 3a).

Para os valores de $\delta^{15}\text{N}$, a maior amplitude nos recursos foi verificada em riachos com influência de cana (-1.84 a 13.23‰), seguidos por preservados (-2.16 a 11.54‰) e pastagens (-0.80 a 10.66‰). A amplitude de valores observados nos peixes também foi superior em riachos com influência de cana, havendo pouca diferença entre riachos com influência de pastagens e riachos preservados (Figura 3b).

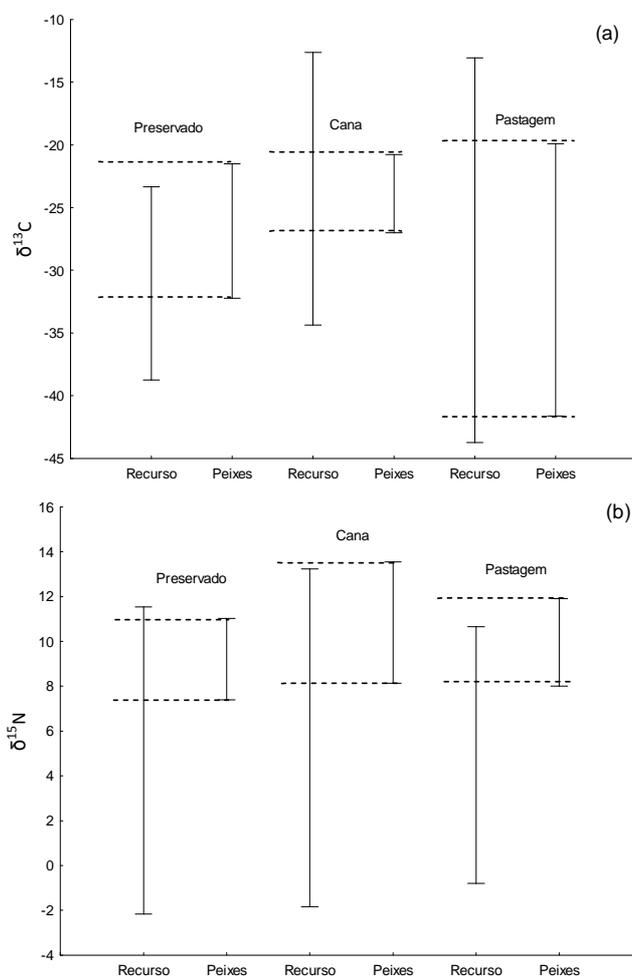


Figura 3 Amplitude de assinaturas isotópicas de (a) $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e (b) $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de peixes e recursos para cada categoria de uso do solo.

Apenas em riachos preservados observou-se que maiores variações intraespecíficas nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ estiveram associadas a maiores variações de $\delta^{15}\text{N}$, ou seja, maiores variações nas fontes de $\delta^{13}\text{C}$ assimiladas pelos peixes implicaram uma maior variação dos níveis tróficos ocupados pelas espécies

(Figura 4a). Em riachos com influência de plantação de cana observou-se que as espécies em geral apresentaram pouca variação intraespecífica nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, embora algumas tenham variado muito o $\delta^{15}\text{N}$ (Figura 4b). A pastagem foi o tipo de uso do solo que apresentou a maior variedade de fontes de carbono para a comunidade, que se refletiu também em uma grande variação intraespecífica nos valores de $\delta^{13}\text{C}$, especialmente para *Aspidoras fuscoguttatus* (Figura 4c). A distribuição das espécies e recursos em cada um dos nove riachos pode também ser observada no espaço bi-plot de acordo com $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos recursos e consumidores (Figura 5).

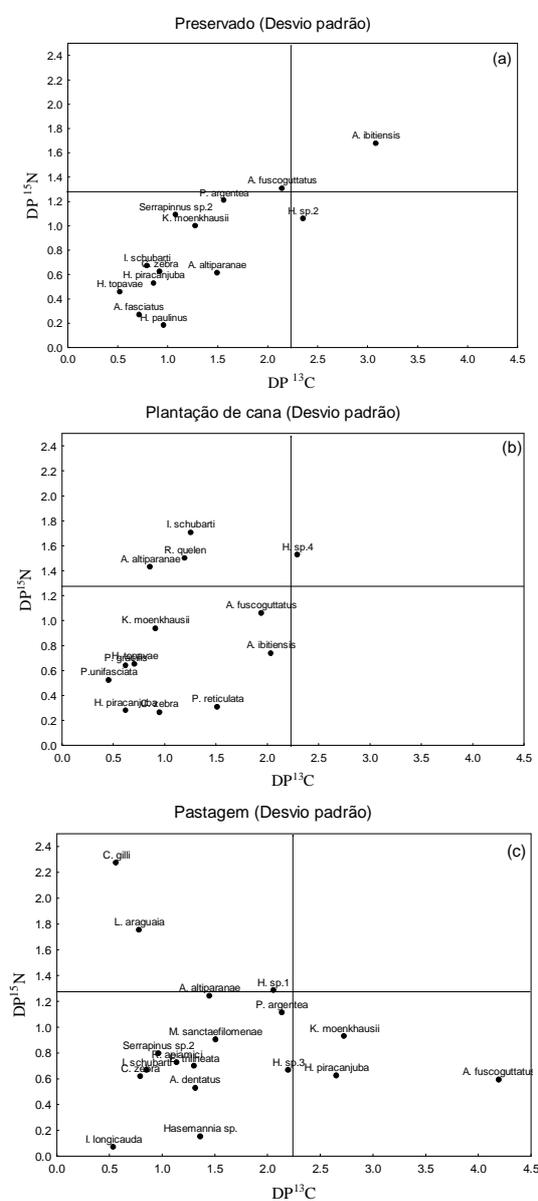
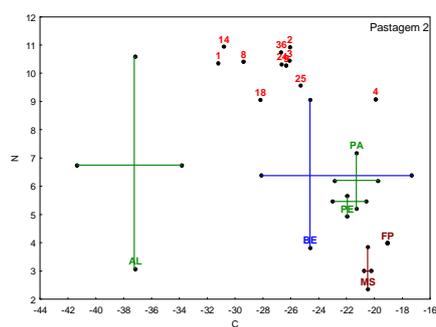
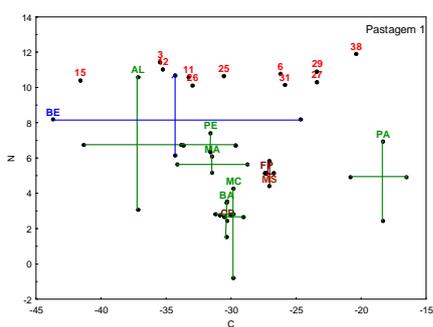
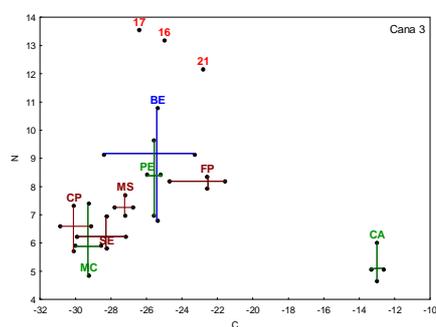
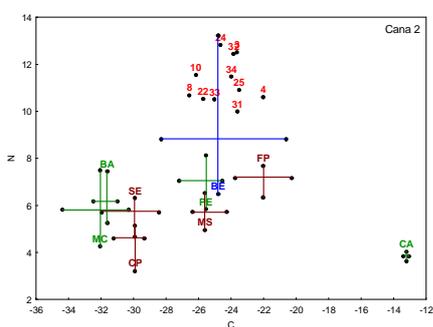
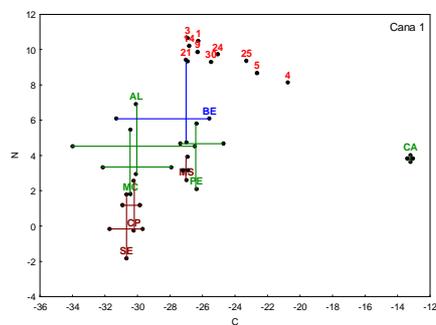
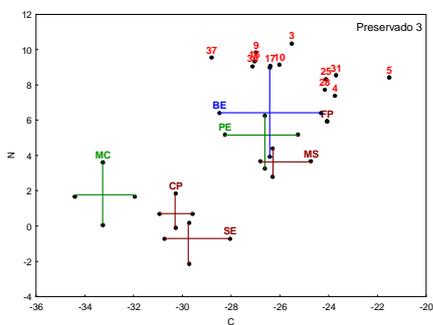
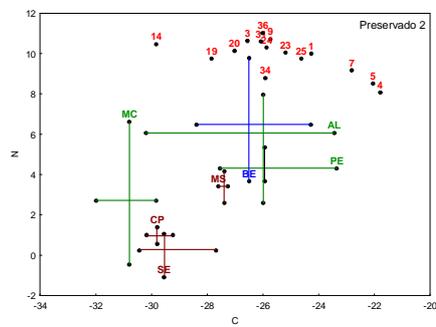
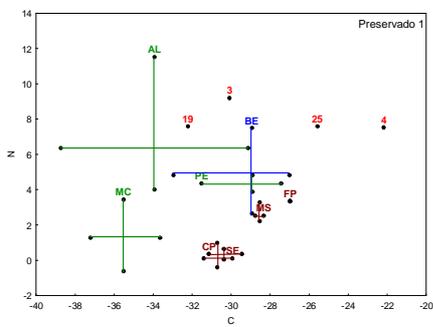


Figura 4 Distribuição da comunidade de acordo com o desvio padrão das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes coletados em riachos com diferentes usos do solo. **Preservado:** $r^2 = 0.6906$; $r = 0.8311$; $p = 0.0004$; $y = 0.1596 + 0.4857 * x$ / **Plantação de cana:** $r^2 = 0.1463$; $r = 0.3826$; $p = 0.1970$; $y = 0.5017 + 0.3279 * x$ / **Pastagem:** $r^2 = 0.0244$; $r = -0.1563$; $p = 0.5358$; $y = 1.0085 - 0.0881 * x$.



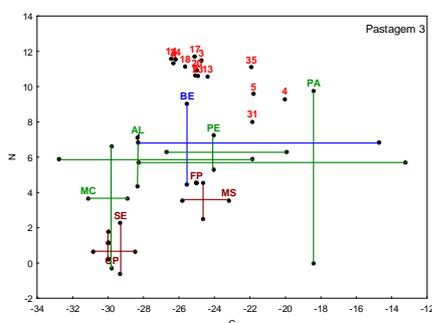


Figura 5 Representação da comunidade de peixes e recursos nos nove riachos amostrados de acordo com as assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Siglas=> **Recursos alimentares:** Serapilheira (SE); Cpom (CP); Bambu (BA); Mata ciliar (MC); Pasto (PA); Macrófitas (MA); Algas (AL); Fpom/sedimento (FP); Perifíton (PE); Matéria em suspensão (MS); Bentos (BE); Cana (CA). **Peixes:** *Apareiodon ibitiensis* (1); *Aphyocharax dentatus* (2); *Aspidoras fuscoguttatus* (3); *Astyanax altiparanae* (4); *Astyanax fasciatus* (5); *Astyanax* sp. (6); *Cetopsis gobioides* (7); *Cetopsorhamdia iheringi* (8); *Characidium* cf. *zebra* (9); *Cichlasoma paranaense* (10); *Cyphocharax gilli* (11); *Eigenmannia* cf. *trilineata* (12); *Hasemannia* sp. (13); *Hisonotus piraicanjuba* (14); *Hypostomus ancistroides* (15); *Hypostomus* cf. *paulinus* (16); *Hypostomus* cf. *topavae* (17); *Hypostomus* sp.1 (18); *Hypostomus* sp.2 (19); *Hypostomus* sp.3 (20); *Hypostomus* sp.4 (21); *Hypostomus strigaticeps* (22); *Imparfinis longicauda* (23); *Imparfinis schubarti* (24); *Knodus moenkhausii* (25); *Laetacara Araguaia* (26); *Leporinus friderici* (27); *Leporinus piavussu* (28); *Moenkhausia sanctaefilomenae* (29); *Phenacorhamdia* cf. *unifasciata* (30); *Piabina argentea* (31); *Pimelodella gracilis* (32); *Poecilia reticulata* (33); *Rhamdia quelen* (34); *Rivulus apiamici* (35); *Serrapinnus* sp.2 (36); *Steindachnerina insculpita* (37); *Tatia neivai* (38).

A categoria de uso do solo “pastagens” foi a que apresentou maior riqueza (26), entretanto, não foi possível observar diferença significativa no número de espécies entre os riachos das diferentes categorias de uso do solo (Tabela 3). Das seis métricas calculadas para avaliar o nicho trófico ocupado pela comunidade de peixes, quatro foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre as categorias de uso do solo (amplitude de carbono, distância do centroide, área total e desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo). A amplitude de carbono (CR) foi menor em riachos de cana, quando comparada a

CR de riachos com influência de pastagens e preservados. A distância do centroide (CD) e o desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo (SDNND) diferiram entre riachos com influência de cana e pastagens, para ambas as métricas os menores valores foram observados em riachos com influência de cana. A área total variou em todas as categorias de riachos sendo superior em riachos com influência de pastagens e inferior em riachos com influência de cana (Tabela 3).

Tabela 3 Métricas calculadas para avaliar o nicho ocupado pela comunidade de peixes dos nove riachos distribuídos nas três categorias de uso do solo. S= riqueza; NR= amplitude de $\delta^{15}\text{N}$; NC= amplitude de $\delta^{13}\text{C}$; TA= área total; CD= distância do centroide; NND= distância média do vizinho mais próximo; SDNND= desvio padrão da distância média do vizinho mais próximo. As letras *a*, *b* e *c* indicam quais métricas foram significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre as categorias de uso do solo segundo o teste Kruskal-Wallis

Riachos	S	NR	CR	TA	CD	NND	SDNND
Preservado 1	4	1.68	10.05	8.11	3.72	3.04	0.43
Preservado 2	15	2.94	8.03	9.7	1.83	0.71	0.49
Preservado 3	12	2.96	7.27	9.74	1.9	0.76	0.63
Categoria “Preservado”	20(a)	2.74(a)	9.24(a)	17.87(a)	1.99(ab)	0.79(a)	0.53(ab)
Plantação de cana 1	10	2.53	6.25	4.63	1.83	0.8	0.44
Plantação de cana 2	11	2.84	4.55	7.53	1.48	0.77	0.36
Plantação de cana 3	3	1.39	3.61	0.33	1.41	1.78	0.56
Categoria “Plantação de cana”	19(a)	4.87(a)	5.65(b)	15.56(b)	1.72(a)	0.75(a)	0.42(a)
Pastagem 1	11	1.79	21.22	23.47	5.48	1.5	1.82
Pastagem 2	11	1.87	11.29	13.2	2.26	1.19	1.49
Pastagem 3	14	3.7	6.4	10.86	1.86	0.7	0.61
Categoria “Pastagem”	26(a)	3.36(a)	21.64(a)	40.33 (c)	3.74(b)	1.02(a)	1.11(b)

4 DISCUSSÃO

Os diferentes usos do solo tiveram grande influência na variação das características físicas dos riachos e na estrutura das comunidades de peixes. Das seis variáveis físicas avaliadas, cinco foram altamente diferentes entre as categorias de riachos. Em relação à avaliação da estrutura da comunidade, quatro métricas (das seis utilizadas) apresentaram variação entre as categorias de uso do solo, evidenciando uma grande diferença entre as comunidades de peixes de riachos com influência de pastagens e cana. Os tipos de recursos ofertados à comunidade aquática também variaram entre as categorias de uso do solo, tendo reflexo na amplitude das assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio dos recursos e dos consumidores.

Há uma grande relação entre o uso do solo e a estrutura do habitat físico dos riachos. As variáveis ambientais estão fortemente relacionadas com a estrutura da vegetação ripária (GREGORY et al., 1991; PUSEY; ARTHINGTON, 2003), pois a presença de vegetação nos riachos promove não só a estabilidade das margens, mas também controla o microclima e o transporte de sedimentos, além de ser uma importante fonte de recursos e fornecer abrigos para as comunidades aquáticas (KING; WARBUTON, 2007; NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; PUSEY; ARTHINGTON, 2003). A presença de cobertura vegetal foi muito inferior (praticamente ausente) em riachos com influência de pastagens. Essa ausência de vegetação provavelmente teve influência direta em outras variáveis, como foi o caso da presença de macrófitas e algas filamentosas que foram abundantes nesses riachos e praticamente ausentes em riachos mais sombreados (preservados e plantação de cana). Entre os fatores que podem explicar o incremento na produção autóctone destes riachos está o aumento da incidência de luz no corpo d'água, fato que pode se dar com a supressão da vegetação ripária ou com o aumento no tamanho do canal (VANNOTE et al.,

1980). A presença de sedimentos finos também foi superior em riachos de pastagens, o que salienta a importância da vegetação ciliar na promoção de estabilidade das margens e diversidade de substratos (que influenciará na complexidade dos habitats disponíveis para a comunidade aquática) assim como verificado em outros trabalhos (BELTRÃO; MEDEIROS; RAMOS, 2009; CASATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009). Por outro lado, nos riachos com maior cobertura vegetal a presença de banco de folhas foi superior, resultado que já era esperado, uma vez que a mata ciliar é uma importante fonte de recursos alóctones (AFONSO et al., 2000; GONÇALVES Jr.; CALLISTO, 2013; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

Nossos resultados apontaram para uma maior presença de recursos de origem alóctone em riachos preservados e com influência de cana, por outro lado os recursos de origem autóctone foram mais abundantes em riachos com influência de pastagens. Essa substituição da fonte de energia alóctone pela autóctone pode alterar a estrutura das comunidades em decorrência de substituição de espécies (FERREIRA; CASATTI, 2006). Portanto, a alteração no habitat físico pode ter sido uma das razões da variação nas comunidades de peixes (CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; GORMAN; KARR, 1978) assim como observado em trabalhos com macroinvertebrados bentônicos (COUCEIRO et al., 2012; LIGEIRO et al., 2013).

Acredita-se que a maior plasticidade trófica de um organismo possa levar à exploração de diferentes recursos dependendo do ambiente em que este se encontra, levando a maiores variações dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Por outro lado, espécies especialistas tenderiam a se alimentar da mesma fonte, independentemente do local, com pouca variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Apenas nos córregos preservados foi observada relação entre o desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$. No entanto, cabe salientar que parte do padrão pode ter sido

produzida pelo número desigual de indivíduos analisados de cada espécie, ou por sua presença em um ou mais córregos.

Espera-se que as comunidades estejam adaptadas a utilizar a maioria dos recursos disponíveis, até porque os peixes neotropicais são considerados bastante oportunistas, uma vez que exploram os recursos alimentares em uma variedade de formas, sendo que muitas espécies podem mudar sua dieta em resposta a relativa abundância de alimento (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; PETERSON; WINEMILLER, 1997). No entanto, ficou evidente que os recursos oferecidos em riachos com influência de cana não têm sido utilizados em plenitude. É possível que isso ocorra pela incapacidade das espécies ali residentes em utilizar os novos recursos disponibilizados por este tipo de uso de solo, ou pelo fato de parte da comunidade ter sido extinta, por exemplo, pelo uso de agrotóxicos.

Por outro lado, o padrão recursos x peixes para o nitrogênio foi condizente com os dados de literatura, com a comunidade apresentando valores mais elevados do que os recursos em todas as categorias de riachos (CABANA; RASMUSSEN, 1996; JARDINE et al., 2003). Os valores superiores observados nos peixes (em relação aos recursos) ocorrem pelo enriquecimento que o isótopo de nitrogênio apresenta de um nível trófico para o outro. Os valores isotópicos de nitrogênio aumentam de 10 a 15‰ em muitas teias tróficas. Esse aumento é devido à presença de 3 a 5 sucessivas transferências tróficas, cada uma aumentando a concentração de ^{15}N de 3 a 5‰ (MINAGAWA; WADA, 1984; PEREIRA; BENEDITO-CECÍLIO, 2007), sendo que para peixes os valores mais usualmente utilizados estão entre 2,8 e 3,4 ‰ (FERREIRA et al. 2012; JEPSEN; WINEMILLER, 2002; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1996).

No caso da cana de açúcar, a menor capacidade das espécies de incorporarem o carbono oferecido (menor CR) se refletiu na menor área do nicho ocupado pela comunidade (menor TA) e também na maior redundância

trófica observada (menor SDNND). A distância do centroide também foi menor nos riachos dessa categoria, evidenciando a menor diversidade trófica encontrada nas comunidades presentes nesses riachos. Em contraste, a amplitude dos valores de carbono utilizada pela comunidade foi muito superior em riachos de pastagem (maior CR), o que teve reflexo na maior área do nicho ocupado pela comunidade (maior TA) e na menor sobreposição trófica observada (maior SDNND). Tal fato pode estar ocorrendo pela maior produtividade e riqueza de recursos ofertados nesses riachos. Por outro lado, a cana, mesmo apresentando uma grande amplitude de recursos (maior do que em riachos preservados), aparenta abrigar uma comunidade mais pobre, com menor número de tipos de consumidores. Tal fato pode estar relacionado a uma maior simplificação do ambiente (CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2008; OMETO et al., 2000), ou a eventuais níveis elevados de fertilizantes e defensivos utilizados nesse cultivo, níveis que por sua vez são muito superiores aos utilizados em pastagens (OMETO et al., 2000).

Apesar da menor variação na utilização das fontes de carbono, a comunidade de peixes dos riachos com influência de cana apresentou uma distribuição mais verticalizada no espaço bi-plot (maior variação nos níveis de nitrogênio), que por sua vez sugerem maior variação de níveis tróficos (VANDER-ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997). Essa maior variação pode ter explicação em fatores de ordem antropogênica como, por exemplo, um aumento nos níveis de nitrogênio por influência de fertilizantes e manejo do solo. Segundo Corbi e Trivinho-Strixino (2008) o uso de fertilizantes, em adição ao desmatamento da vegetação ripária, tem causado grandes impactos nos recursos hídricos, uma vez que com a remoção da vegetação, que é responsável pela absorção de produtos tóxicos oriundos da plantação de cana, esses produtos podem ser carregados diretamente para os corpos d'água.

Os resultados encontrados neste trabalho nos permitiram observar a importante relação entre uso do solo, integridade do habitat físico dos riachos e estrutura trófica da comunidade de peixes, com as atividades antrópicas influenciando diretamente os recursos basais ofertados para o ambiente aquático. As comunidades de peixes residentes em riachos com influência de pastagens foram as que apresentaram melhores condições, pois apresentaram características que refletiram em uma maior diversidade trófica decorrente do melhor aproveitamento dos recursos ofertados. Por outro lado, as comunidades de peixes que sofrem com influência de plantações de cana foram mais afetadas negativamente por esse tipo de uso do solo. Essas comunidades apresentaram pequena capacidade em utilizar os recursos disponíveis, além de ocuparem um pequeno espaço no nicho trófico e apresentarem grande sobreposição trófica. Riachos considerados como preservados mantiveram a estrutura da comunidade mais similar àquela das comunidades de riachos localizados em pastagens. Portanto, sugere-se que novos trabalhos sejam desenvolvidos no âmbito de se entender quais fatores (como fertilizantes ou práticas de manejo) podem estar influenciando as comunidades de peixes de riachos localizados nas áreas de plantação de cana, para ver até que ponto esse uso do solo pode estar comprometendo a “saúde” das comunidades aquáticas.

REFERÊNCIAS

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, Mar. 2001.

AFONSO, A. A. de O.; HENRY, R.; RODELLA, R.; MAIMONI, C. S. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, n. 3, p. 335-342, May 2000.

ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review Ecology Evolution Systems**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 257-84, Dec. 2004.

ANGERMEIER, P. L.; KARR J. R. Biological Integrity versus Biological Diversity as Policy Directives: Protecting biotic resources. **BioScience**, Washington, v. 44, n. 10, p. 690-697, Nov. 1994.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. **Science**, New York, v. 234, n. 4781, p. 1256-258, Dec. 1986.

BARRIE, A.; PROSSER, S. Automated Analysis of Light-Element Stable Isotopes by Isotope Ratio Mass Spectrometer. In____: **Mass Spectrometry of Soils**, New York, 1996. p. 1-46.

BELTRÃO, G. B. M.; MEDEIROS, E. S. F.; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation removal on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish fauna in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 4, p. 37-43, Dec. 2009.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; BITTENCOURT, M. M.; MARTINELLI, L. C. Carbon sources of Amazonian fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 7, n. 4, p. 305-315, Aug. 2000.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparasion of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Ecology**, Tempe, v. 93, n. 20, p. 10844-10847, Oct. 1996.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, New York, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2B, p. 681-696, May 2006.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, The Hague, n. 632, p. 273-283, June 2009.

CBH PARANAÍBA (Comitê da bacia hidrográfica do Rio Paranaíba). Disponível em <<http://www.paranaiba.cbh.gov.br>>. Acesso em: 28 jul. 2012.

CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Relationship between Sugar Cane Cultivation and Stream Macroinvertebrate Communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 51, n. 4, p. 769-779, Aug. 2008.

COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ da, S. L. B. Macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, New York, v. 18, n. 1, p. 118-125, July 2012.

DENIRO, M. J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 45, n. 3, p. 341–351, Mar. 1981.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 470-497, Set. 2009.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 642-651, Set. 2006.

FERREIRA, A.; CYRINO, J. E. P.; JOSÉ, P.; MARTINELLI, L. A. Permeability of riparian forest strips in agricultural, small subtropical watersheds in south-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, Collingwood, v. 63, n. 12, p. 1272–1282, June 2012.

FRY, B. Stable isotope ecology. New York: **Springer**, 2006. 308 p.

GONÇALVES Jr., J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 109, n. 1, p. 8– 13, Aug. 2013.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, Tempe, v. 59, n. 3, p. 507–515, June 1978.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. **BioScience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, Sept. 1991.

JARDINE, T. D.; McGEACHY, S. A.; PATON, C. M.; SAVOIE, M.; CUNJAK, R. A. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. In: ____ **Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2003. n. 2656, 39 p.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. **Oikos**, Copenhagen, v. 96, n. 1, p. 46–55, Jan. 2002.

KAUFMANN, P. R.; LEVINE, P.; ROBISON, E. G.; SEELIGER, C.; PECK, D. V. (Ed.) Quantifying physical habitat in wadeable streams. **U.S. Environmental Protection Agency**, Washington, 1999.

KING, S.; WARBUTON, K. The environmental preferences of three species of Australian freshwater fish in relation to the effects of riparian degradation. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 78, n. 4, p. 307–316, Apr. 2007.

LAYMAN, C. A.; ARRINGTON, D. A.; MONTANA, C. G.; POST, D. M. Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? **Ecology**, Tempe, v. 88, n. 1, p. 42–48, Jan. 2007.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; MACEDO, D. R.; FIRMIANO, K. R.; FERREIRA, W. R.; OLIVEIRA, D.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, New York, v. 25, n. 1, p. 45–57, Feb. 2013.

LUJAN, N. K.; GERMAN, D. P.; WINEMILLER, K. O. Do wood-grazing fishes partition their niche? Morphological and isotopic evidence for trophic segregation in Neotropical Loricariidae. **Functional Ecology**, Oxford, v. 25, n. 6, p. 1327–1338, July 2011.

MEDEIROS, E. S. F.; SILVA, M. J.; RAMOS, R. T. C. Application of Catchment- and Local-Scale Variables for Aquatic Habitat Characterization and Assessment in the Brazilian Semi-Arid Region. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo, v. 3, n. 1, p. 13–20, Jan–Apr. 2008.

MEYNENDONCKX, J.; HEUVELMANS, G.; MUYS, B.; FEYEN, J. Effects of watershed and riparian zone characteristics on nutrient concentrations in the River Scheldt Basin. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 10, n. 6, p. 653-679, Nov. 2006.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of ¹⁵N along food chains: further evidence and relation between δ¹⁵N and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, London, v. 48, n. 5, p. 1135-1140, May 1984.

NAIMAN, R. J.; D'ECAMPS, H. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 621-58, Nov. 1997.

OLSEN, A. R.; PECK, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 27, n. 4, p. 822-836, Dec. 2008.

OMETO, J. P.; MARINELLI, L.; BALLESTER, M. V.; GESSNER, A.;

KRUSCHE, A.; VICTORIA, R.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water

chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 44, n. 2, p. 327-337, June 2000.

PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **Plos One**, San Francisco, v. 5, n. 3, p. e9672, Mar. 2010.

PEREIRA, A. L.; BENEDITO-CECÍLIO, E. Stable isotopes in ecological studies: methods, applications and perspectives. **Revista biociências**, Taubaté, v. 13, n. 1-2, p.16-27, June 2007.

PETERSON, C. C.; WINEMILLER, K. O. Ontogenetic diet shifts and scale-eating in *Roebooides dayi*, a neotropical characid. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, n. 49, v. 1, p. 111-118, May 1997.

POLIS, G. A.; WINEMILLER, K. O. Food webs: integration of patterns and dynamics. New York: **Chapman and Hall**, 1996. 472 p.

POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 703-718, Mar. 2002.

PUSEY B. J.; ARTHINGTON A. H. Importance of riparian zone to the conservation and management of freshwater fish. **Marine and freshwater research**, East Melbourne, v. 54, n. 1, p. 1-16, Apr. 2003.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. **Annals of Botany**, London, v. 80, n. 3, p. 223-230, May 1997.

SALEMI, L. F.; GROppo, J. D.; TREVISAN, R.; SEGHEsi, G. B.; MORAES, J. M.; FERRAZ, S. F. B.; MARTINELLI, L. A. Consequências hidrológicas da mudança de uso da terra de floresta para pastagem na região da floresta tropical pluvial atlântica. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 127-140, Mar. 2012.

SCHMIDT, S. N.; OLDEN, J. D.; SOLOMON, C. T.; VANDER ZANDEN, M. J. Quantitative approaches to the analysis of stable isotope food web data. **Ecology**, Tempe, v. 88, n. 11, p. 2793-2802, Mar. 2007.

SILVA, D. M. L. et al. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 317-324, Jul-Aug. 2007.

STATISTICA SOFTWARE. Statistica for Windows - computer program manual. Tulsa: **Statsoft**, 2001.

VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant bioaccumulation in lake trout. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 66, n. 4, p. 451–477, Nov. 1996.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, Jan. 1980.

CAPÍTULO 3

VARIAÇÃO ISOTÓPICA EM CINCO ESPÉCIES DE PEIXES DE RIACHOS SOB INFLUÊNCIA DE DIFERENTES USOS DO SOLO

RESUMO

Modificações na paisagem, decorrentes da substituição de mata nativa por sistemas de cultivo e pastagens, têm grande potencial de alterar as teias tróficas dos ecossistemas aquáticos, podendo levar à simplificação e até mesmo promover alterações nos hábitos alimentares de diferentes espécies de peixes. O objetivo com este estudo foi testar a hipótese de que mudanças no uso do solo alteram a posição trófica e a partição de itens alimentares de peixes em riachos de cabeceira. Foram avaliados três cenários: riachos de pastagem (N=3) e cultivo de cana-de-açúcar (N=3) comparados com riachos de referência (N=3) com mata ripária preservada e boa qualidade de água. Foram selecionadas as espécies *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax altiparanae*, *Characidium cf. zebra*, *Hisonotus piracanjuba* e *Knodus moenkhausii* e estimadas as composições isotópicas de carbono e nitrogênio para avaliar as mudanças nos níveis tróficos e partição de itens alimentares consumidos. Todas as espécies de peixes apresentaram variação na $\delta^{15}\text{N}$ (‰), sendo que os maiores valores foram encontrados em riachos com influência de plantação de cana ou pastagens. Por outro lado, a composição de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) só foi diferente entre as categorias de riachos para as espécies *A. altiparanae*, *H. piracanjuba* e *K. moenkhausii*. Apesar da variação nos valores isotópicos de nitrogênio em cada uso do solo, somente a espécie *C. cf. zebra* apresentou alteração no nível trófico. Já a partição de recursos foi diferente para todas as espécies, havendo alterações nas fontes ou nas proporções dos recursos consumidos. Por não haver alteração nas posições tróficas da maioria das espécies estudadas, acredita-se que o aumento no valor de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) dos indivíduos coletados em riachos com influência de plantação de cana ou pastagens se dá pela maior influência de fertilizantes e adubos orgânicos nesses riachos. Por outro lado, todas as espécies apresentaram adaptabilidade trófica, utilizando diferentes fontes de carbono em cada categoria de riacho. Isto pode ocorrer por incremento da produção primária autóctone (perifíton, algas e macrófitas) e de novos itens alóctones (cana de açúcar e gramíneas) incorporados às teias tróficas de riachos impactados por atividades antrópicas no solo. Também pode estar ocorrendo a restrição de alguns itens mais disponíveis em riachos preservados, como é o caso da vegetação oriunda da mata ciliar.

Palavras-chave: Carbono. Nitrogênio. Isótopos estáveis. Teias tróficas. Posição trófica. Recursos alimentares.

ABSTRACT

Changes on the landscape caused by the substitution of native forest by systems of crop and pastures have great potential to alter trophic webs of aquatic ecosystems, what may lead to the simplification or even promote alterations on the food habits of different fish species. The objective of the present study was to test the hypothesis that changes on the land use alter the trophic position and the partition of food items of fishes on headwaters. Three scenarios were evaluated: streams influenced by pastures (n = 3) and sugarcane crops (n=3) compared with reference streams (n=3) with preserved riparian vegetation and good water quality. The species *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax altiparanae*, *Characidium cf. zebra*, *Hisonotus piracanjuba* and *Knodus moenkhausii* were selected, and the isotopic compositions of carbon and nitrogen were estimated to evaluate the changes on trophic levels and partition of consumed food items. All species presented variations on $\delta^{15}\text{N}$ (‰), and the highest values were found on streams influenced by plantations of cane or pastures. Contrarily, the composition of $\delta^{13}\text{C}$ (‰) only differed among categories of streams for the species *A. altiparanae*, *H. piracanjuba* and *K. moenkhausii*. Despite the variation on nitrogen isotopic values at each land use, only the specie *C. cf. zebra* showed alteration in the trophic level. However, for most of the species there were changes on the proportions of consumed resources among the land use streams categories. Since there were no changes on the trophic position of the most studied species, we believe that the increase of $\delta^{15}\text{N}$ (‰) on individuals collected on streams influenced by plantations of sugarcane or pastures was caused by the greater influence of organic fertilizers. But all the species presented trophic adaptability, using different sources of carbon in different categories of stream. This may have occurred because of the improvement of autochthonous primary production (periphyton, algae and macrophytes) and new allochthonous items (sugar cane and grass) incorporated to the trophic webs of streams impacted by anthropic activities on the soil. The restriction of some items that are more available on preserved streams also may have occurred, like the case of riparian vegetation.

Keywords: Carbon. Nitrogen. Stable isotopes. Food webs. Trophic position. Food resources.

1 INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos são alterados por uma variedade de fatores externos, sejam eles naturais como as cheias e secas, ou antrópicos como implantação de barragens, urbanização, sistemas de monoculturas e pastagens (e.g. BARLETTA et al., 2010; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; CUNICO; AGOSTINHO; LATINI, 2006; MALMQVIST; RUNDLE, 2002; POMPEU; ALVES; CALLISTO, 2005; SALEMI et al., 2012). No cerrado, que constitui um dos principais biomas brasileiros, as principais ameaças à biodiversidade estão relacionadas a duas atividades econômicas: a monocultura intensiva de grãos e a pecuária extensiva (DINIZ-FILHO et al., 2009). Essas duas atividades tem grande potencial de alteração das comunidades aquáticas, pois podem desencadear uma série de impactos que afetam negativamente os ecossistemas aquáticos.

A substituição da cobertura vegetal nativa por pastagens e sistemas de monoculturas tem como consequência a redução ou até mesmo supressão da mata ciliar, o que pode afetar diretamente o fluxo de carbono em ambientes aquáticos (SILVA et al., 2007). Essa substituição pode também alterar de forma significativa a transferência de energia solar e a troca de material orgânico e inorgânico entre ecossistemas aquáticos e terrestres (PUSEY; ARTHINGTON, 2003). As alterações na cobertura vegetal, além de interferirem no aporte de nutrientes e material alóctone, também interferem sobre a produção autóctone e a qualidade e quantidade dos recursos tróficos disponíveis, fato que pode alterar as teias tróficas de ambientes impactados assim como ter efeito na biodiversidade aquática (FERREIRA et al., 2012; MEYNENDONCKX et al., 2006; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; THOMAS et al., 2004). Desta forma, uma das alternativas para se observar os reais efeitos das alterações antrópicas

sobre comunidades aquáticas é estudar como os peixes respondem à variação nas fontes de recursos disponíveis.

Os peixes tropicais de água doce exploram os recursos alimentares em uma variedade de formas, sendo que muitas espécies podem apresentar variação na dieta em resposta a relativa abundância de alimento ou até mesmo de acordo com a biologia das espécies (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; PETERSON; WINEMILLER, 1997). A habilidade de tirar vantagem dos recursos alimentares mais abundantes em determinado momento é caracterizada como “adaptabilidade trófica” sendo que essas mudanças no uso dos recursos podem ter caráter temporário ou permanente, dependendo das circunstâncias (GERKING, 1994). A capacidade de exploração dos recursos disponíveis também irá variar de acordo com as estratégias adotadas por cada espécie, podendo variar desde espécies *generalistas* (sem preferência acentuada por um recurso alimentar, utilizando uma grande variedade de recursos); *especialistas* (com dieta restrita a um número relativamente pequeno de itens e usualmente apresentando adaptações morfológicas notáveis) e *oportunistas* (que se alimentam de um recurso que não é comum a sua dieta ou fazem uso de uma fonte alimentar abundante e incomum) (GERKING, 1994).

Outro fator importante é que por serem capazes de alterar as fontes de carbono consumidas, podem ocorrer variações nas posições tróficas ocupadas pelos peixes. Segundo Abelha, Agostinho e Goulart (2001) grande parte das espécies alteram sua posição trófica durante a ontogenia e, em muitas populações, os indivíduos podem apresentar preferências alimentares ou fazer uso de táticas alimentares distintas. Desta forma, uma alternativa para se observar a dinâmica das comunidades aquáticas é estimar as posições ocupadas pelos peixes em teias tróficas de riachos com diferentes influências antrópicas.

Estudos envolvendo dieta e ecologia alimentar de peixes são desenvolvidos principalmente por meio de análises de conteúdo estomacal

(MARONEZE et al., 2011). Porém, novas abordagens como a utilização de isótopos estáveis, permitem a quantificação das fontes de carbono que entram em um sistema de maneira efetiva (BENEDITO-CECÍLIO et al., 2000; FERREIRA et al., 2013; FORSBERG et al., 1993), além de determinar a assimilação relativa de alguns recursos que são mal quantificados na análise do conteúdo do estomacal, como é o caso dos detritos (KEOUGH et al., 1998). A utilização desta ferramenta tem trazido progresso em estudos de ambientes aquáticos, principalmente nos estudos de ecologia trófica, sendo os isótopos de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) os mais utilizados (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003). A transferência da assinatura isotópica de carbono ao longo da teia trófica é conservativa podendo ser utilizada para traçar o fluxo de energia em sistemas onde existem vários tipos de alimentos com diferentes valores de ^{13}C (JARDINE et al., 2003; MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003). O ^{15}N , por sua vez, é fracionado consistentemente ao longo da teia trófica, possibilitando inferências sobre as relações tróficas dos consumidores com a sua dieta (VANDER-ZANDEN et al., 1997). Portanto, esses dois isótopos em conjunto são especialmente úteis em identificar a transferência de carbono e nitrogênio das plantas e detritos para os consumidores primários e secundários (PETERSON; FRY, 1987).

Objetivou-se com esse trabalho avaliar a resposta isotópica de peixes de riachos sob a influência de diferentes usos do solo. Com base na ideia de que as ações antrópicas promovem alterações significativas na dinâmica do fluxo de energia em comunidades aquáticas, testamos as seguintes hipóteses: i) as espécies irão se alimentar dos recursos mais abundantes em cada tipo de uso do solo e ii) o nível trófico de cada espécie irá variar nos riachos com influência dos diferentes usos do solo acompanhando a variação no recurso utilizado pelos peixes. Para testar essas hipóteses avaliamos a composição isotópica de cinco espécies de peixes presentes em riachos com diferentes categorias de influência

antrópica (riachos preservados, com influência de plantações de cana e localizados em pastagens). As diferenças na composição isotópica de carbono foram utilizadas para testar possíveis alterações no fluxo de carbono e os valores de nitrogênio foram utilizados para determinar a posição trófica dos consumidores estudados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Esse trabalho foi desenvolvido em riachos afluentes do reservatório de São Simão, localizado na sub-bacia do Rio Paranaíba. A Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba é a segunda maior unidade hidrográfica da Bacia do Paraná, com 25,4% de sua área, que corresponde a uma área de drenagem de 222.767 Km², abrangendo parte dos estados de Goiás (65%), Minas Gerais (30%), Distrito Federal (3%) e do Mato Grosso do Sul (2%). O regime hidrológico dos rios desta bacia é regulado pela estação das chuvas bem demarcadas nesta região do Brasil. Entre outubro e março ocorre a época das chuvas e nos demais meses do ano as chuvas são rarefeitas (CBH – PARANAÍBA, 2012).

Nove riachos de 2^a e 3^a ordens (localizados nos estados de Goiás e Minas Gerais) foram selecionados a partir de 110 riachos afluentes do reservatório de São Simão visitados previamente (Figura 1). Os 110 pontos amostrais foram escolhidos segundo a metodologia proposta por Olsen & Peck (2008), na qual os pontos são definidos por meio de um algoritmo de seleção espacialmente balanceado e ranqueado. Os nove riachos foram selecionados de acordo com os diferentes tipos de uso do solo nos quais estavam inseridos, sendo três localizados em pastagens e três em áreas de cultivo de cana de açúcar. Como controle foram selecionados três riachos definidos como preservados por apresentarem vegetação ciliar representativa e boa qualidade da água. Entre as características dos riachos antropizados, pode-se citar a total ausência (riachos localizados em pastagens) ou pouca expressividade (riachos com influência de plantação de cana) da vegetação ciliar. A extensão do trecho amostrado em cada riacho foi proporcional a sua largura, sendo definido como 40 vezes a largura média do riacho e respeitando um mínimo de 150 metros de amostragem. Cada

riacho foi avaliado e amostrado uma única vez na estação seca em setembro de 2012 (Tabela 1).

Tabela 1 Características físicas dos nove riachos afluentes do reservatório de São Simão amostrados em setembro de 2012.

Riachos	Características			
	Ordem (Strahler)	Profundidade média (m)	Largura média (m)	Área Média (m ²)
Preservado 1	2 ^a	0.20	3.42	0.68
Preservado 2	3 ^a	0.19	7.29	1.36
Preservado 3	3 ^a	0.19	7.35	1.43
Plantação de cana 1	2 ^a	0.23	3.98	0.93
Plantação de cana 2	3 ^a	0.19	1.85	0.35
Plantação de cana 3	2 ^a	0.27	1.27	0.35
Pastagem 1	3 ^a	0.64	3.49	2.25
Pastagem 2	3 ^a	0.13	2.00	0.25
Pastagem 3	2 ^a	0.17	4.80	0.82

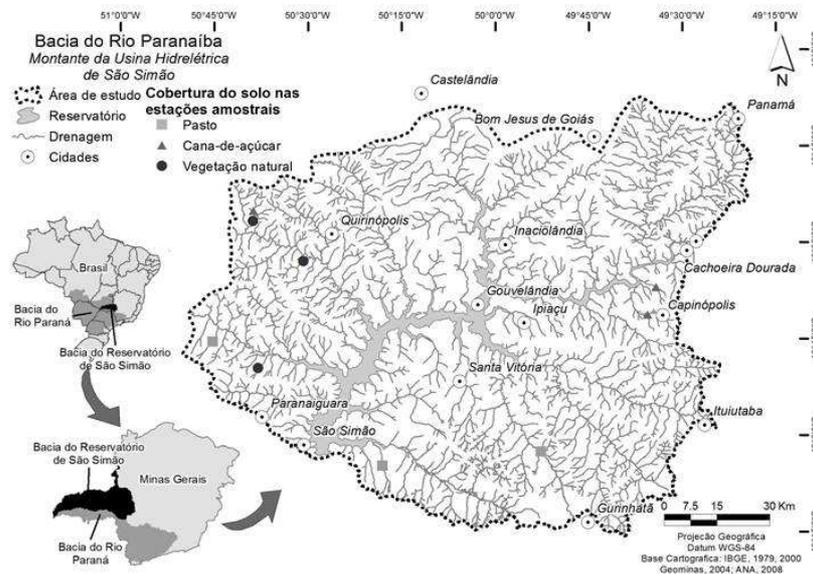


Figura 1 Localização dos riachos afluentes do reservatório de São Simão, onde foram realizadas as amostragens em setembro de 2012.

Para exemplificar a variação no habitat físico dos riachos com diferentes influências antrópicas, variáveis ambientais foram quantificadas segundo os protocolos propostos por Lazorchak, Klemm e Peck (1998) e as métricas foram calculadas segundo Kaufmann et al. (1999). Neste trabalho avaliamos a porcentagem de substrato fino, cobertura vegetal, fluxo d'água rápido, presença de algas, macrófitas e banco de folhas por demonstrarem de forma consistente os impactos dos diferentes usos do solo no habitat físico dos riachos, principalmente no que se refere à disponibilidade de recursos (Tabela 2).

2.2 Coleta e processamento de peixes

A coleta de peixes foi realizada no sentido jusante-montante com peneiras confeccionadas com tela mosquiteira (80 cm de diâmetro, 1 mm de malha) e rede de arrasto (3 m de comprimento, 5 mm de malha). Cada riacho foi subdividido em 10 seções para a coleta da ictiofauna, com um tempo de amostragem de 12 minutos por seção, totalizando duas horas de coleta por riacho. Os exemplares coletados foram imediatamente congelados para posterior análise da composição isotópica. Em laboratório os organismos coletados foram identificados taxonomicamente com auxílio de chaves de identificação. As espécies: *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976; *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000; *Characidium cf. zebra* Eigenmann, 1909; *Hisonotus piracanjuba* Martins & Langeani, 2012 e *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy, 1903) foram selecionadas por serem abundantes e estarem presentes em todos os riachos sob influência dos diferentes usos do solo. Os exemplares de maior tamanho tiveram uma parte do músculo retirado para análise isotópica. Já os peixes de menor tamanho foram analisados inteiros e tiveram somente o trato digestório retirado. Em seguida as amostras de peixes

foram liofilizadas por 24 horas e moídas a pó fino e homogêneo utilizando almofariz e pilão.

2.3 Coleta e processamento de recursos alimentares

Foram coletadas amostras de perifíton, algas filamentosas, matéria em suspensão, matéria orgânica particulada grossa (CPOM) e fina (FPOM), vegetação (mata ciliar, gramíneas, cana e macrófitas), serrapilheira e macroinvertebrados bentônicos. Padronizou-se a coleta de cinco amostras de cada recurso por riacho.

O processamento de perifíton e matéria em suspensão foram similares. O perifíton foi coletado por meio da raspagem de pedras e armazenado em um pote plástico com água destilada. Já a matéria em suspensão foi coletada com uma rede de fitoplâncton (0,45 mm de malha) fixada pelo período de um minuto em um ponto a montante de cada trecho amostrado. Após a coleta as amostras foram imediatamente congeladas para preservação do material. Em laboratório as amostras foram filtradas utilizando um aparato de filtração ligado a uma bomba de vácuo e filtros de fibra de vidro millipore de 45 micrometros previamente calcinados. As algas filamentosas foram coletadas manualmente, armazenadas em potes plásticos e imediatamente congeladas. Amostras de matéria orgânica particulada fina (FPOM) foram coletadas a partir do sedimento do leito dos riachos, sendo também armazenadas em potes plásticos e imediatamente congeladas. Amostras de vegetação, serrapilheira e CPOM foram coletadas em diferentes pontos dos riachos, acondicionadas em sacos de papel e mantidas em prensas herbáricas até o processamento em laboratório. Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados por meio de coleta qualitativa utilizando redes *Kicking-net* (0.5 mm de abertura de malha) ao longo dos riachos.

Em laboratório todas as amostras foram mantidas em estufa 60° por um período de 48 horas. Logo em seguida foram moídas a pó fino e homogêneo utilizando almofariz e pilão e armazenadas em tubos do tipo *ependorf*. Para análise isotópica selecionamos cerca de 2-5 mg de material seco do tecido animal e para amostras vegetais a quantidade necessária foi de aproximadamente 5-10 mg.

Após o término da preparação do material, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Ecologia Isotópica, no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), da Universidade de São Paulo-USP, em Piracicaba, para análise isotópica. As amostras de material biológico foram analisadas como razões isotópicas ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), além de carbono total e teor de nitrogênio. Para a determinação da razão isotópica foi utilizado um espectrômetro de massa (Continuous-flow - Isotope Ratio Mass Spectrometry - CF-IRMS) com um analisador elementar Carlo Erba (CHN 1110) acoplado ao espectrômetro de massa Delta Plus, da Thermo Scientific. Os resultados foram expressos como diferença dos padrões internacionais de referência, pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), e calculados por meio da fórmula:

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

onde X é ^{13}C ou ^{15}N e R representa as razões isotópicas $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (BARRIE; PROSSER, 1996).

2.4 Análise de dados

Foram realizadas análises de variância (ANOVA) para verificar se houve alteração na assinatura de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) para cada uma

das cinco espécies de peixes, entre os diferentes usos do solo. Análises de variância também foram feitas para testar se houve variação nas assinaturas isotópicas dos recursos presentes em todos os tipos de usos do solo. Quando diferenças significativas ($p = <0,05$) foram observadas comparamos as médias utilizando o procedimento Tukey post-hoc. Essas análises foram feitas no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001).

Os valores isotópicos de nitrogênio sozinhos não podem ser utilizados para representar a posição trófica dos consumidores, uma vez que o $\delta^{15}\text{N}$ dos produtores primários (que convertem o N inorgânico em N orgânico) é altamente variável entre e dentro dos sistemas ao longo do tempo (VANDER ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997). Portanto, para estimar a posição trófica dos peixes utilizamos o método proposto por Vander Zanden, Cabana e Rasmussen (1997):

$$\text{POSIÇÃO TRÓFICA}_{\text{peixes}} = ((\delta^{15}\text{N}_{\text{peixes}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{recursos}}) / 3.0) + 1$$

onde, $\delta^{15}\text{N}_{\text{peixes}}$ = valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos peixes, $\delta^{15}\text{N}_{\text{recursos}}$ = média dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos recursos basais (macroinvertebrados não foram considerados), 3.0 representa o fracionamento por nível trófico e 1 representa a posição dos produtores dentro da cadeia alimentar. A posição trófica foi calculada para cada indivíduo das cinco espécies estudadas e, para esse cálculo, consideramos os valores de ^{15}N dos recursos basais de cada um dos nove riachos estudados separadamente. Para verificar se houve variação nos níveis tróficos ocupados pelas espécies nas diferentes categorias de usos do solo fizemos análises de variância (ANOVA) seguidas pelo procedimento Tukey post-hoc por meio do programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2001).

Para determinar as contribuições relativas de cada fonte de carbono na alimentação dos peixes utilizamos o pacote computacional de análise de isótopos

estáveis do R - SIAR (PARNELL et al., 2010). Consideramos as espécies *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax altiparanae*, *Characidium* cf. *zebra*, *Hisonotus piracanjuba*, e *Knodus moenkhausii* como consumidoras e perifíton, algas filamentosas, matéria em suspensão, FPOM, CPOM, vegetação, serrapilheira e macroinvertebrados bentônicos como recursos alimentares. Nem todos os riachos apresentaram as mesmas fontes de carbono. Macrófitas e gramíneas estiveram presentes somente em pastagens e a vegetação da cana que só esteve presente em riachos sob este uso do solo. Os demais recursos foram comuns a todas as categorias. As amostras de mata ciliar, CPOM e serrapilheira foram agrupadas por apresentarem valor de $\delta^{13}\text{C}$ similar, assim como as amostras de algas e macrófitas em riachos sobre influência de pastagens. Para análise de partição consideramos os recursos presentes em cada categoria de riacho separadamente. Para a representação gráfica da distribuição espacial das espécies de acordo com o $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ utilizamos a média dos recursos de todas as categorias em conjunto.

Os valores de fracionamento considerados foram de 1‰ para carbono (OLIVEIRA et al. 2006) e de 3‰ para nitrogênio (FERREIRA et al., 2012).

Tabela 2 Variáveis ambientais calculadas segundo Kaufmann et al., (1999) para cada categoria de riacho estudado.

Riachos	Coordenadas geográficas	Altitude (m)	Variáveis ambientais (%)					
			Sedimentos finos	Cobertura vegetal	Fluxo rápido	Macrófitas	Banco de folhas	Algas
Preservado 1	18°47'19.49" S / 50°39'40.86" W	482	<0.01	0.94	0.69	<0.01	0.17	<0.01
Preservado 2	18°30'56.82" S / 50°31'51.62" W	434	<0.01	0.47	0.46	<0.01	0.14	<0.01
Preservado 3	18°24'20.08" S / 50°39'49.89" W	509	<0.01	0.9	0.51	<0.01	0.18	<0.01
X preservado			<0.01	0.77	0.55	<0.01	0.16	<0.01
Plantação de cana 1	18°22'51.60" S / 50°39'42.74" W	516	0.01	0.73	0.38	<0.01	0.11	<0.01
Plantação de cana 2	18°36'28.65" S / 49°35'09.14" W	441	<0.00	0.99	0.17	0.04	0.16	<0.01
Plantação de cana 3	18°40'41.51" S / 49°36'46.50" W	463	0.03	1	0.67	0.02	0.07	<0.01
X plantação de cana			0.01	0.9	0.41	0.02	0.11	<0.01
Pastagem 1	19°03'03.40" S / 50°20'06.81" W	425	0.3	0.33	0.43	0.66	0.02	0.22
Pastagem 2	19°01'38.55" S / 49°54'32.40" W	461	0.21	0.01	0.45	0.05	<0.01	0.14
Pastagem 3	18°42'59.17" S / 50°46'52.77" W	479	0.02	0.38	0.15	0.02	0.02	<0.01
X pastagem			0.17	0.24	0.34	0.24	0.01	0.12

3 RESULTADOS

Foi analisado um total de 144 amostras de consumidores: *Aspidoras fuscoguttatus* (29), *Astyanax altiparanae* (21), *Characidium cf. zebra* (27), *Hisonotus Piracanjuba* (17), *Knodus moenkhausii* (50) e 496 amostras de recursos alimentares. A maioria dos recursos apresentou variação na assinatura isotópica de carbono e/ou nitrogênio entre as categorias de riachos (Tabela 3). Todas as espécies de peixes apresentaram variação nas médias de $\delta^{15}\text{N}$, sendo os valores mais altos encontrados em riachos com influência de pastagens ou plantação de cana. Já a assinatura de carbono só variou nas espécies *Astyanax altiparanae*, *Hisonotus Piracanjuba* e *Knodus moenkhausii*, sugerindo que essas espécies se alimentaram de diferentes itens alimentares em cada tipo de uso do solo (Figura 2).

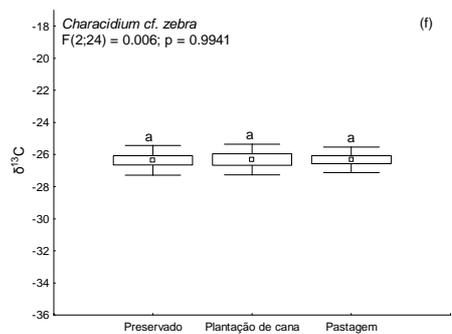
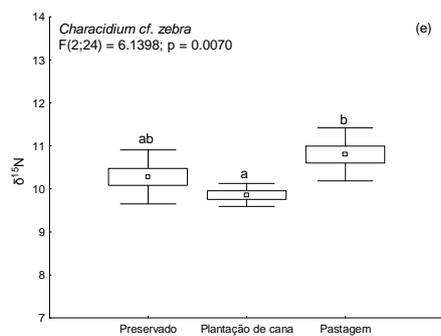
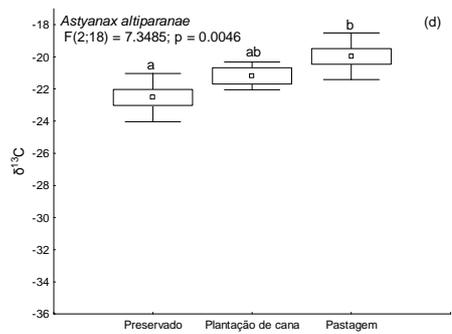
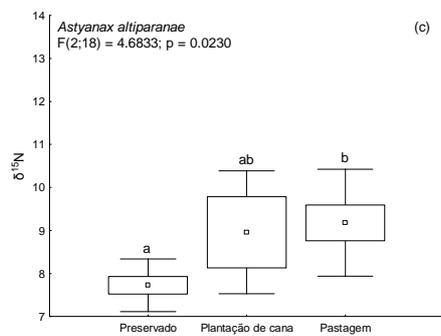
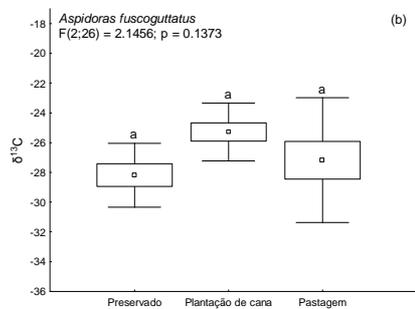
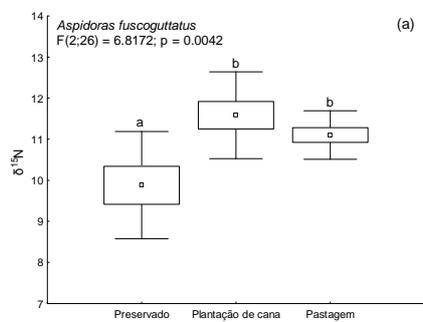
Para *Aspidoras fuscoguttatus* os valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram diferentes entre os pontos preservados e os demais, sendo que os maiores valores foram encontrados em riachos com influência de plantação de cana (Figura 2a). A assinatura de carbono não variou entre as categorias de uso do solo (Figura 2b). *Astyanax altiparanae* apresentou valores diferentes de $\delta^{15}\text{N}$ entre riachos com influência de pastagens e riachos preservados, sendo que o valor superior foi encontrado em pastagens (Figura 2c). Diferenças também foram observadas para a assinatura de carbono, que também foi diferente entre riachos com influência de pastagens e riachos preservados (Figura 2d).

A espécie *Characidium cf. zebra* não variou sua assinatura isotópica de carbono (Figura 2f), mas apresentou variação no nitrogênio que foi diferente entre riachos com influência de cana e pastagens, sendo superior em riachos localizados em pastagens (Figura 2e). O mesmo padrão foi observado para *Hisonotus piracanjuba* onde o nitrogênio também foi diferente entre riachos com influência de cana e pastagens, sendo superior em riachos localizados em

pastagens (Figura 2 g). Para essa espécie houve uma ligeira variação na assinatura isotópica de carbono (Figura 2 h). *Knodus moenkhausii* foi a espécie que apresentou maior variação, tanto em $\delta^{15}\text{N}$ quanto em $\delta^{13}\text{C}$. As assinaturas isotópicas nitrogênio foram menores em riachos preservados quando comparados aos demais, enquanto os valores de carbono foram diferentes em riachos com influência de pastagens (Figura 2i e j).

Tabela 3 Média e variância (desvio padrão) das assinaturas isotópicas dos recursos amostrados nas três categorias de riachos. Valores em negrito indicam diferenciação segundo o teste de Tukey post-hoc.

Recursos	X ¹⁵ N (‰)				X ¹³ C (‰)			
	Preservado	Cana	Pasto	<i>p</i>	Preservado	Cana	Pasto	<i>p</i>
Algas	6.21 ±2.43	4.52 ±1.56	6.32 ±1.98	0.27	-29.96 ±5.44	-30.1 ±2.83	-32.76 ±5.81	0.45
CPOM	0.68 ±0.56	4.13 ±2.46	2.19 ±1.03	<0.01	-30.15 ±0.55	-30.08 ±0.61	-30.17 ±0.46	0.91
FPOM	4.64 ±1.84	7.68 ±0.64	4.55 ±0.58	<0.01	-25.53 ±2.06	-22.3 ±1.32	-23.78 ±4.24	0.17
Macroinvertebrados	5.9 ±1.70	7.99 ±2.16	7.14 ±1.53	<0.01	-27.28 ±1.63	-25.71 ±1.72	-28.2 ±5.41	<0.01
Mata ciliar	1.87 ±1.94	5.02 ±1.75	3.11 ±2.41	<0.01	-33.2 ±2.26	-30.59 ±1.78	-29.81 ±0.79	<0.01
Matéria em suspensão	3.21 ±0.78	5.39 ±1.86	3.9 ±1.12	<0.01	-27.41 ±1.06	-26.61 ±0.87	-24.06 ±2.87	<0.01
Perifiton	4.6 ±0.85	6.71 ±1.94	6.15 ±0.77	<0.01	-27.16 ±1.93	-25.84 ±0.97	-25.86 ±4.71	0.39
Serrapilheira	-0.13 ±0.85	3.92 ±3.15	0.64 ±1.12	<0.01	-30 ±1.04	-29.62 ±1.46	-29.31 ±0.93	0.5
Cana de açúcar	-	4.46 ±0.75	-	-	-	-13.11 ±0.25	-	-
Gramíneas (pasto)	-	-	4.83 ±2.67	-	-	-	-17.55 ±4.47	-
Macrófitas	-	-	5.63 ±0.63	-	-	-	-31.45 ±3.82	-



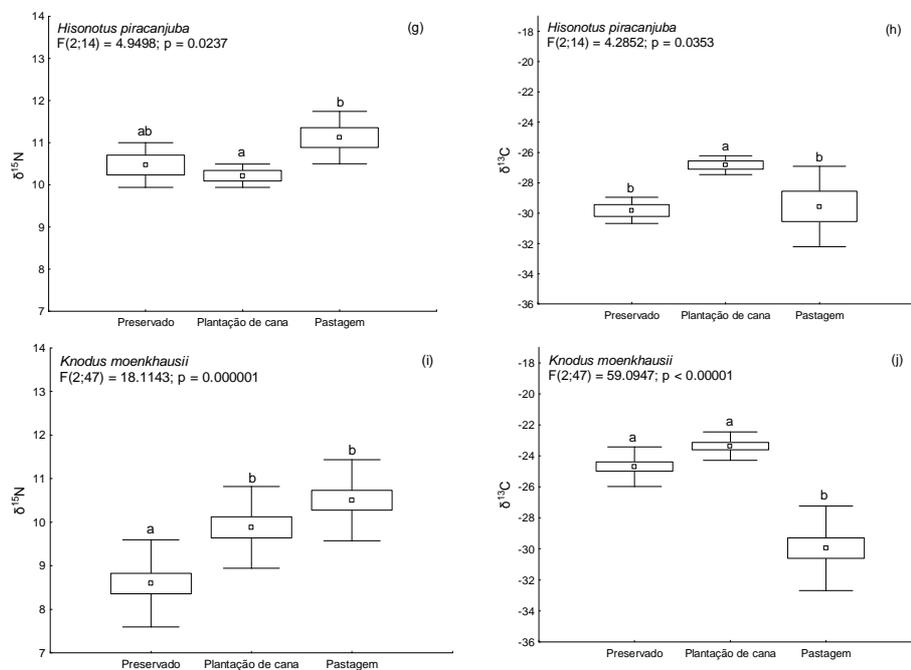


Figura 2 Representação da variação de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em cada espécie coletada em diferentes categorias de riachos (média, erro e desvio-padrão). As letras *a*, *b* e *c* indicam quais assinaturas foram diferentes segundo a análise de Tukey post-hoc.

Mudanças nos valores isotópicos de cada espécie também puderam ser avaliadas por meio da distribuição espacial de cada espécie em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ em cada uso do solo. A ocupação de cada indivíduo de cada espécie no espaço bi-plot (por uso do solo) pode ser observada na Figura 3.

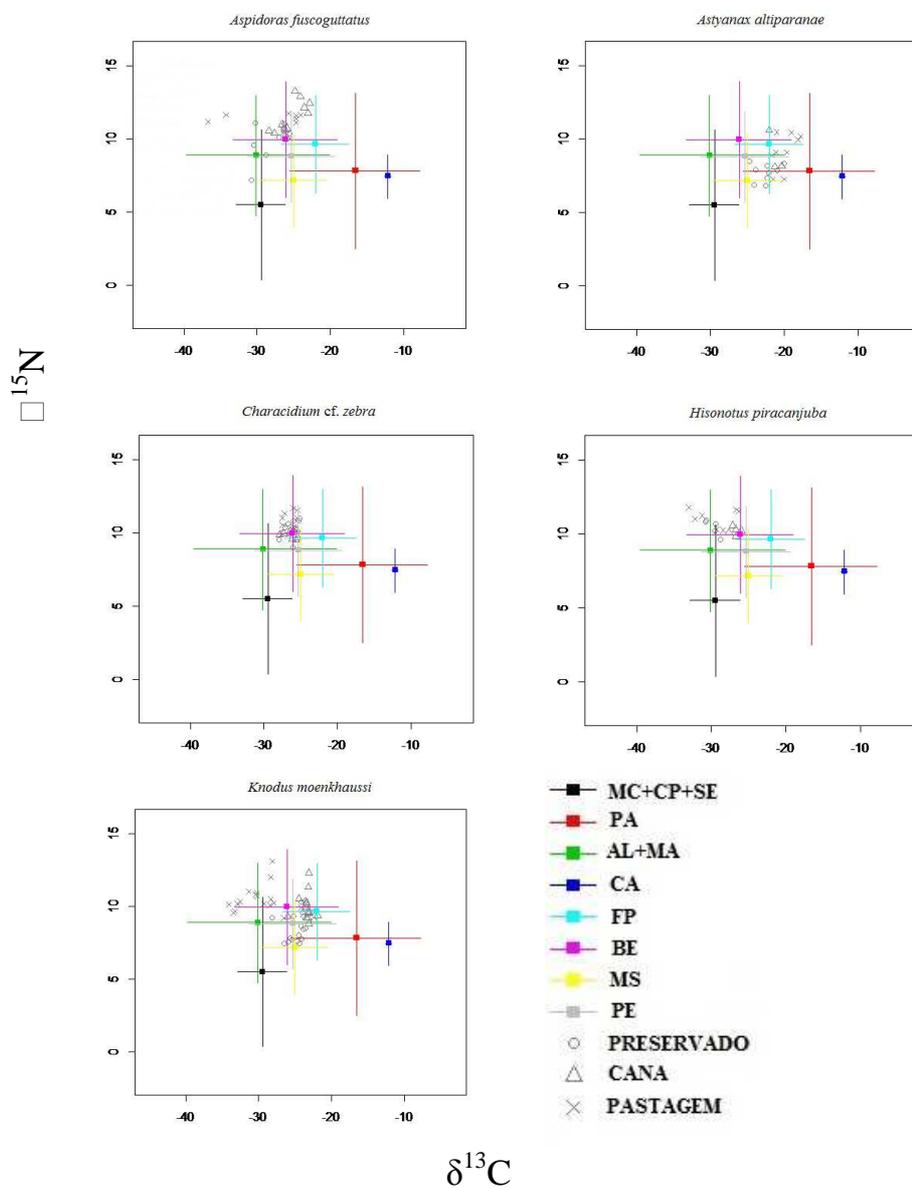


Figura 3 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ dos consumidores e recursos coletados nas três categorias de riachos. Os símbolos são referentes às espécies coletadas nas diferentes categorias de riachos. Δ = plantação de cana, \circ = preservados e \times = pastagens. As cores e siglas são utilizadas para distinguir os diferentes recursos. AL = algas filamentosas, BE= macroinvertebrados bentônicos;

CP= CPOM, FP= FPOM, MA= macrófitas, MS= material em suspensão, MC = mata ciliar, PE= perifiton, SE= serrapilheira.

Apesar de todas as espécies apresentarem diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$, segundo o modelo de determinação dos níveis tróficos somente a espécie *Characidium cf. zebra* apresentou variação na posição trófica entre as categorias de riachos, sendo que os indivíduos dessa espécie ocuparam níveis tróficos mais elevados em riachos preservados e níveis mais inferiores em riachos de pastagem ($F(2;24) = 10.2388$; $p = 0.0006$). As demais espécies ocuparam os mesmos níveis tróficos em todas as categorias de riachos: *A. fuscoguttatus* ($F(2;26) = 0.767$; $p = 0.4746$); *A. altiparanae* ($F(2;18) = 0.0725$; $p = 0.9304$); *H. Piracanjuba* ($F(2;14) = 2.3518$; $p = 0.1316$) e *K. moenkhausii* ($F(2;47) = 0.0331$; $p = 0.9675$) (Tabela 4).

Tabela 4 Posição trófica estimada para cada espécie de peixe em cada categoria de riacho. Valores em negrito correspondem aos níveis tróficos que apresentaram variação entre as categorias de riachos.

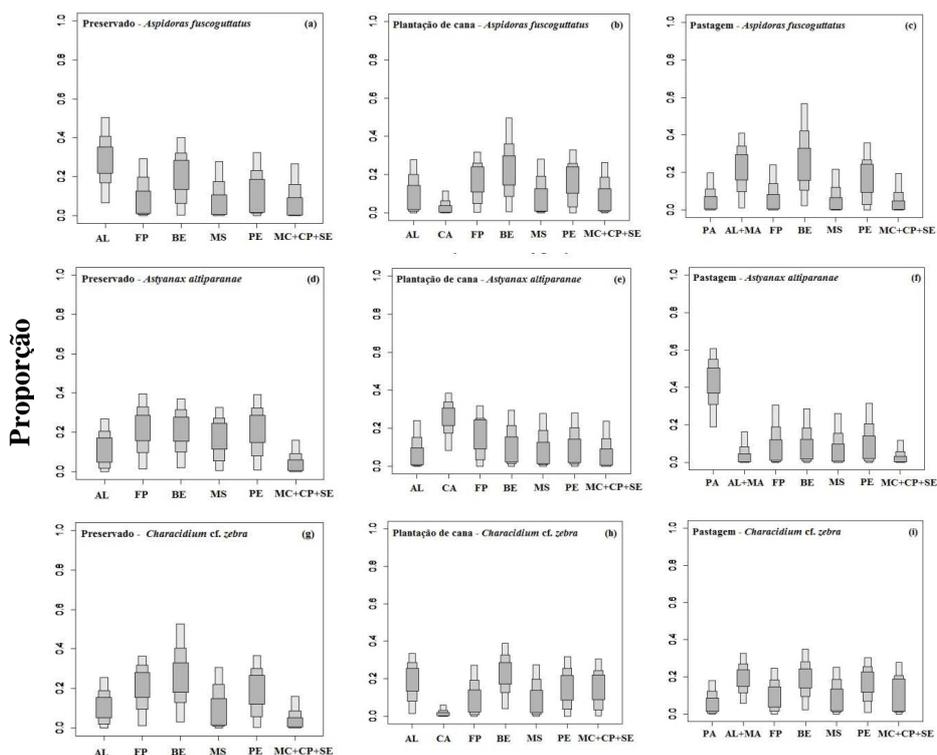
Condição	$X^{15}\text{N}$ peixes (‰)	$X^{15}\text{N}$ recursos (‰)	Nível Trófico
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>			
Preservado	9.88 (± 1.31)	2.63 (± 0.32)	3.41 (± 0.41)
Cana	11.59 (± 1.06)	3.60 (± 1.35)	3.43 (± 0.24)
Pasto	11.10 (0.59)	4.30 (± 0.17)	3.29 (± 0.22)
<i>Astyanax altiparanae</i>			
Preservado	7.73 (± 0.61)	2.63 (± 0.32)	2.70 (± 0.17)
Cana	8.96 (± 1.43)	3.60 (± 1.35)	2.73 (± 0.10)
Pasto	9.18 (± 1.24)	4.30 (± 0.17)	2.66 (± 0.42)
<i>Characidium cf. zebra</i>			
Preservado	10.28 (± 0.63)	2.63 (± 0.32)	3.56 (± 0.14)
Cana	9.86 (± 0.27)	3.60 (± 1.35)	3.36 (± 0.09)
Pasto	10.80 (± 0.62)	4.30 (± 0.17)	3.20 (± 0.24)

<i>Hisonotus piracanjuba</i>			
Preservado	10.47 (± 0.53)	2.63 (± 0.32)	3.51 (± 0.18)
"Tabela 4, conclusão"			
Cana	10.22 (± 0.28)	3.60 (± 1.35)	3.48 (± 0.09)
Pasto	11.12 (± 0.62)	4.30 (± 0.17)	3.30 (± 0.23)
<i>Knodus moenkhausii</i>			
Preservado	8.59 (± 1.00)	2.63 (± 0.32)	3.01 (± 0.28)
Cana	9.88 (± 0.94)	3.60 (± 1.35)	3.03 (± 0.29)
Pasto	10.51 (± 0.93)	4.30 (± 0.17)	3.01 (± 0.30)

Em relação à proporção de recursos consumidos em cada categoria de riachos, todas as espécies apresentaram variação (mesmo que pequena) nos itens assimilados. *Aspidoras fuscoguttatus* manteve o consumo de algas, perifíton, macroinvertebrados bentônicos e FPOM em todas as categorias de riachos, variando somente sua proporção (Figura 4a, b, e c). A espécie *C. cf. zebra* se alimentou principalmente de macroinvertebrados bentônicos, algas e perifíton em todos os riachos. Em riachos preservados o carbono mais assimilado foi o proveniente dos macroinvertebrados (Figura 4g). Essa fonte de carbono foi mantida nas outras categorias de riachos, mas em menor proporção. Por outro lado, os recursos basais (algas, macrófitas e perifítons) passaram a ser mais assimilados em riachos com influência de cana (Figura 4h) e pastagens (Figura 4i). A espécie *Astyanax altiparanae* utilizou fontes diversificadas de carbono em riachos preservados (Figura 4 d). Sua característica mais marcante foi a incorporação do carbono oriundo de cana e gramíneas em riachos com influência de plantação de cana e pastagens, respectivamente (Figura 4e e f). *Hisonotus piracanjuba* incorporou o carbono preferencialmente de algas, macroinvertebrados bentônicos e vegetação (mata ciliar, CPOM e serrapilheira) em riachos preservados e com influência de cana. No entanto, em riachos com influência de pastagens, as macrófitas (juntamente com algas) passaram a ser mais utilizadas, assim como os macroinvertebrados bentônicos. Por outro lado,

houve uma diminuição no consumo de itens oriundos da vegetação ciliar (Figura 4j, k e l).

A espécie *Knodus moekhausii*, apresentou grande variação na proporção e recursos alimentares assimilados nas três categorias de riachos. Em riachos preservados e com influência de cana sua assinatura de carbono foi baseada em FPOM, macroinvertebrados bentônicos e perifíton em diferentes proporções de cada recurso. Já em riachos com influência de pastagens, as algas e macrófitas passaram a ser incorporadas em grandes proporções por essa espécie, com redução significativa na assimilação de FPOM (Figura 4m, n e o).



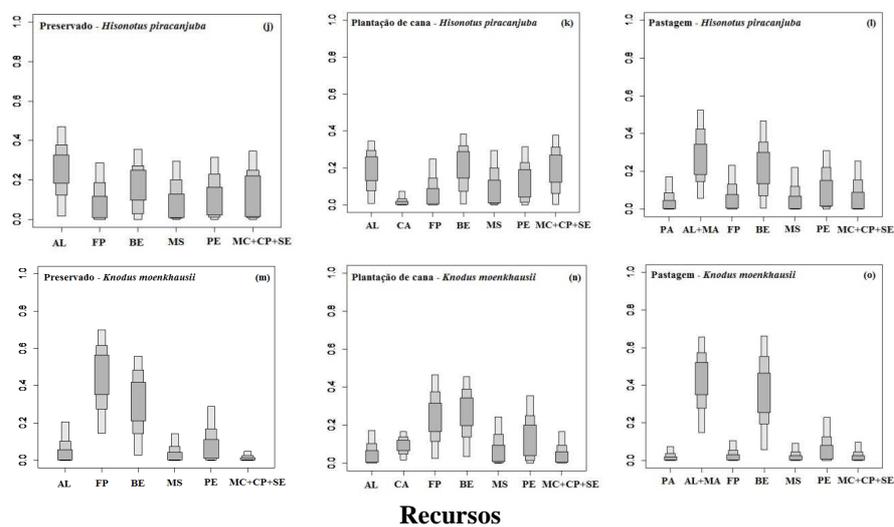


Figura 4 Estimativa da proporção dos recursos alimentares utilizados por cada espécie em cada categoria de riachos. AL= algas filamentosas, BE= macroinvertebrados bentônicos; CP= CPOM, FP= FPOM, MA= macrófitas aquáticas, MS= material em suspensão, MC = mata ciliar, PE= perifiton, SE= serrapilheira.

3 DISCUSSÃO

O interesse em se estudar a ecologia alimentar dos peixes está principalmente em se observar o papel das espécies na ecologia trófica dos ecossistemas aquáticos (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012). Com este trabalho tivemos também como objetivo entender como as alterações do uso do solo impactam na dinâmica trófica de diferentes espécies de peixes. Das hipóteses testadas, podemos confirmar que os usos do solo alteram as fontes de carbono disponíveis aos ambientes aquáticos, e que as espécies de peixes acompanham essa variação, apresentando plasticidade trófica. No entanto, apesar da composição isotópica de nitrogênio variar em todos os peixes, não foi observado alterações nos níveis tróficos para a maioria das espécies. Apesar de não mensurarmos a biomassa dos recursos ofertados em cada categoria de riacho, foi possível observar que as fontes de carbono disponíveis para a comunidade aquática foram diferentes em cada categoria de uso do solo. Além disso, a variação nas assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio tanto de recursos quanto de consumidores nos riachos com diferentes influências ressaltam a importância de se estudar as espécies consumidoras junto a todas as formas de recursos disponíveis, uma vez que as assinaturas destes recursos também variam com as alterações no uso do solo.

Todas as espécies de peixes apresentaram variação na assinatura do nitrogênio, sendo que os maiores valores foram encontrados em riachos com influência de plantação de cana ou pastagens. Acredita-se que a alteração no valor de nitrogênio dos indivíduos coletados nesses riachos se dá, não pelo aumento do nível trófico (uma vez que somente uma espécie alterou o nível trófico ocupado), mas sim pela maior influência de fertilizantes e adubos orgânicos nesses riachos. Sabe-se que práticas de manejo, fertilizantes e adubos modificam o ^{15}N do solo disponível às plantas - nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-)

ou íons amônio (NH_4^+) - e eventualmente os resíduos podem ser carreados para os cursos d'água. Diversos são os trabalhos que comprovam esses efeitos da agricultura na concentração de nutrientes em ambientes aquáticos (MEYNENDONCKX et al. 2006; RISENG et al., 2011). Silva et al. 2007, por exemplo, constataram que o cultivo da cana de açúcar representa um importante fator na modificação da química de pequenas bacias de drenagem alterando, por exemplo, o fluxo de carbono, nitrogênio e principais íons. Resultados como esses corroboram com a nossa hipótese de que nos riachos com influência de plantação de cana e pastagens pode estar ocorrendo enriquecimento de nutrientes, influenciando assim nos níveis de nitrogênio dos recursos e consumidores.

De acordo com a análise de partição, todas as espécies de peixes estudadas apresentaram plasticidade trófica, ou seja, tiveram sua dieta ou proporção de recursos consumidos alterados em função da disponibilidade e tipo de recurso presente nos riachos com influência de diferentes usos do solo. Essas alterações nas fontes de carbono consumidas podem ocorrer por incremento da produção primária autóctone (perifíton, algas e macrófitas) e incorporação de novos itens alóctones (cana de açúcar e gramíneas) às teias tróficas de riachos impactados por atividades antrópicas no solo. Por outro lado, pode estar ocorrendo também à restrição de alguns itens mais disponíveis em riachos preservados, como é o caso da vegetação oriunda da mata ciliar, resultando na diminuição da matéria orgânica particulada como recurso.

Essa plasticidade trófica já era esperada, uma vez que essas foram as únicas espécies presentes em todas as categorias de riachos. Esse resultado sugere um provável comportamento generalista destas espécies. É importante notar que essa capacidade de modificar a dieta pode ter sido uma vantagem para essas espécies, uma vez que em alguns casos a adaptabilidade trófica é mais

importante para sobrevivência do que a dependência por um hábito alimentar especializado (GERKING, 1994).

Estudos envolvendo análises de conteúdo estomacal classificam *Aspidoras fuscoguttatus*, *Characidium* cf. *zebra* e *Knodus moenkhausii* como espécies invertívoras, e *A. altiparanae* como onívora tendendo à herbivoria (CASATTI, 2002; CASATTI; VERONEZI JÚNIOR; FERREIRA, 2009; CASSEMIRO; HAHN; FUGI, 2002; CETRA; RONDINELI; SOUZA, 2011; SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012). Já as espécies do gênero *Hisonotus* são comumente classificadas como detritívoras ou perifitívoras (CASATTI, 2002; SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012).

Segundo Casatti, Veronezi Júnior e Ferreira, (2009), a espécie *Aspidoras fuscoguttatus* tem capacidade de ingerir uma grande variedade de itens alimentares, com predominância de itens autóctones, sendo as larvas de Chironomidae e outros insetos os itens mais consumidos. O mesmo padrão foi observado no presente estudo, com a maior parte do carbono incorporado por *A. fuscoguttatus* proveniente de macroinvertebrados bentônicos, em todas as categorias de riachos. O fato dos macroinvertebrados estarem presentes em todas as categorias de riachos pode ser a explicação por essa não variação na escolha do item alimentar pela *A. fuscoguttatus*.

A espécie *Astyanax altiparanae* é considerada por alguns autores como invertívora (CASATTI, 2002) e por outros como herbívora ou onívora (BRAGA; GOMIERO, 2003; CASSEMIRO; HAHN; FUGI, 2002). Segundo Casatti (2002) essa espécie apresenta preferência por itens alóctones e são catadores de itens na coluna d'água. Nossos resultados também evidenciaram a importância do material alóctone na dieta dessa espécie. Em riachos preservados, essa espécie apresentou uma dieta bastante generalista, assimilando o carbono de várias fontes como os macroinvertebrados bentônicos e perifíton. Entretanto é interessante notar que as assinaturas isotópicas da vegetação da

cana de açúcar e pastagem (gramíneas) foram incorporadas à assinatura do *A. altiparanae* em riachos com influência de cana e pastagens, respectivamente. Tal fato sugere um comportamento mais generalista do que especialista, além de mostrar evidente oportunismo. Outros trabalhos realizados também evidenciam a plasticidade trófica dessa mesma espécie, muitas vezes apontando uma variação na dieta após algum impacto no habitat físico dos ambientes aquáticos (CASSEMIRO; HAHN; FUGI, 2002).

É importante salientar que a vegetação varia sua assinatura isotópica de acordo com as vias de descarboxilação utilizadas, distinguindo-se em plantas C3, C4 ou CAM (MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO, 2003). Em riachos preservados, ou seja, com mata ciliar representativa, a maioria dos recursos são provenientes de fontes C3. Já nas áreas com plantação de cana e pastagens as plantas são C4 (CERRI, 1986). Apesar das desvantagens (por serem menos nutritivas e de difícil digestão), estudos recentes tem sugerido que a contribuição de plantas C4 pode ser substancial para comunidades aquáticas (FERREIRA et al., 2012; HOEINGHAUS; WINEMILLER; AGOSTINHO, 2007). Das espécies aqui avaliadas, *Astyanax altiparanae* foi a que mais utilizou as fontes C4 como item alimentar.

A espécie *Characidium* cf. *zebra*, que é uma espécie considerada insetívora generalista (SILVA et al., 2012) e com atributos morfológicos característicos (CASATTI; CASTRO, 2006), também apresentou modificação na proporção das fontes de carbono consumidas. Apesar de não encontramos variação nas assinaturas isotópicas de carbono nos indivíduos coletados em diferentes categorias de riachos, a análise de partição evidenciou uma alteração nas fontes de carbono utilizadas por essa espécie. Em riachos preservados, os macroinvertebrados bentônicos foram a principal fonte de carbono, constituindo mais de 50% do carbono assimilado. Alguns trabalhos de análise de conteúdo estomacal confirmam essa preferência alimentar por insetos aquáticos,

especialmente formas imaturas de Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Diptera (SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012). Os EPT's (Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera) são conhecidos por serem sensíveis a perturbações ambientais (BISPO et al., 2006; CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001), portanto esse pode ser um motivo para a redução no consumo de macroinvertebrados por essa espécie em riachos com influência de cana e pastagens. Nessas categorias, as algas, perifíton e macrófitas, que são recursos mais basais, passaram a ser mais assimilados. Fato que pode ser a explicação para a redução nos níveis tróficos ocupados por essa espécie, principalmente em riachos com influência de pastagens.

Identificar os itens alimentares consumidos por espécies detritívoras, como é o caso de *Hisonotus piracanjuba*, sempre foi um desafio aos pesquisadores uma vez que por meio da análise de conteúdo estomacal essas informações são mais difíceis de serem obtidas (GERKING, 1994). Porém, por meio das análises de isótopos estáveis essas informações ficam mais acessíveis. Por ser uma espécie detritívora, já era esperado que diferentes fontes de recursos (animal e vegetal) fossem incorporadas à assinatura isotópica da espécie *H. piracanjuba*. E foi exatamente o que foi observado por meio de nossos resultados, sendo que os principais recursos utilizados se dividiram em as algas, macroinvertebrados bentônicos, perifíton e em alguns casos também a vegetação ciliar.

Os macroinvertebrados bentônicos também tiveram grande participação na assinatura isotópica de *Knodus moenkhausii* em todas as categorias de riachos, mas foi a matéria orgânica particulada fina (FPOM) o recurso mais assimilado por essa espécie em riachos preservados e com influência de cana. Em riachos com influência de pastagens, esse recurso foi substituído pelas algas e macrófitas, recursos esses que são mais abundantes em riachos com grande

entrada de luz solar, o que conseqüentemente acarreta um aumento na produção primária (VANNOTE et al., 1980).

Os resultados encontrados nesse estudo corroboram com a ideia de que a análise dos isótopos de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ também pode atuar como uma ferramenta de biomonitoramento na investigação dos efeitos das alterações provocadas por atividades antrópicas sobre as comunidades aquáticas. Apesar das assinaturas isotópicas variarem com a influência antrópica, é importante salientar que somente essas informações não são suficientes para inferir sobre variações no fluxo de carbono e na posição trófica das espécies. Para isso, novos métodos tem que ser adotados como, por exemplo, a estimativa da posição trófica dos consumidores e a análise de partição de recursos utilizados nesse trabalho.

Pudemos observar a capacidade dos diferentes usos do solo em moldar o fluxo de energia e de nutrientes nos ambiente aquáticos. Ficou evidente a importância de se estudar tanto os recursos quanto os consumidores em conjunto, uma vez que os recursos também apresentam variação nas assinaturas de carbono e nitrogênio de acordo com as modificações no uso do solo (CABANA; RASMUSSEN, 1996). A ausência da vegetação ripária também mostrou ser determinante em paisagens antropicamente modificadas e sob pressão de atividades como cultivo e pastagem, pois pode ter grande influência no carregamento de fertilizantes e pesticidas aos cursos d'água. Além disso, o fato de todas as espécies alterarem o tipo e a proporção dos recursos consumidos comprovou a capacidade dos diferentes usos do solo em alterar a dinâmica trófica das comunidades aquáticas.

REFERÊNCIAS

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, Mar. 2001.

BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, London, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, June 2010.

BARRIE, A.; PROSSER, S. Automated Analysis of Light-Element Stable Isotopes by Isotope Ratio Mass Spectrometer. In____: **Mass Spectrometry of Soils**, New York, 1996. p. 1-46.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; BITTENCOURT, M. M.; MARTINELLI, L. C. Carbon sources of Amazonian fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 7, n. 4, p. 305-315, Aug. 2000.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2b, p. 611-622, May 2006.

BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. S. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, London, v. 22, n. 4, p. 915-929, Dec. 2012.

BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. O lambari *Astyanax altiparanae* (Characidae) pode ser um dispersor de sementes? **Acta Scientiarum, Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 353-360, Nov. 2003.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparasion of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Ecology**, Tempe, v. 93, n. 20, p. 10844-10847, Oct. 1996.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n.1, p. 71-82, Mar. 2001.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 2, n. 2, p. 1-14, Nov. 2002.

CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 203-214, Apr-Jun. 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, New York, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2B, p. 681-696, May 2006.

CASATTI, L.; VERONEZI JÚNIOR, J. L.; FERREIRA, C. P. Diet of the armored catfish *Aspidoras fuscoguttatus* (Ostariophysi, Callichthyidae) in streams with different limnological and structural features. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 113-121, Jan-Mar. 2009.

CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 24, n. 2, p.419-425, Mar. 2002.

CBH PARANAÍBA (Comitê da bacia hidrográfica do Rio Paranaíba). Disponível em <<http://www.paranaiba.cbh.gov.br>>. Acesso em: 28 jul. 2012.

CERRI, C. C. **Dinâmica da matéria orgânica do solo no agrossistema cana-de-açúcar**. 2007. 101 p. Tese (Livre-Docência) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

CETRA, M.; RONDINELLI, G. R.; SOUZA, U. P. Resource sharing by two nectobenthic freshwater fish species of streams in the Cachoeira river basin (BA). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 87-95, Apr-Jun. 2011.

CUNICO, A. M; AGOSTINHO, A. A; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos urbanos de Maringá – Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1101 – 1110, Dec. 2006.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 470-497, Set. 2009.

FERREIRA, A.; CYRINO, J. E. P.; JOSÉ, P.; MARTINELLI, L. A. Permeability of riparian forest strips in agricultural, small subtropical watersheds in south-eastern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, Collingwood, v. 63, n. 12, p. 1272–1282, June 2012.

FORSBERG, B. R.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L.; BONASSI, J. A. Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. **Ecology**, Tempe, v. 74, n. 3, p. 643-652, Apr. 1993.

GERKING, S. D. Feeding Variability. In: ____ **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press, 1994. p. 41-53.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A. Landscape-scale hydrologic characteristics differentiate patterns of carbon flow in large-river food webs. **Ecosystems**, Copenhagen, v. 10, n. 6, p. 1019–1033, July 2007.

JARDINE, T. D.; McGEACHY, S. A.; PATON, C. M.; SAVOIE, M.; CUNJAK, R. A. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. In:_____ **Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, 2003. n. 2656, 39 p.

JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. **Oikos**, Copenhagen, v. 96, n. 1, p. 46–55, Jan. 2002.

KAUFMANN, P. R.; LEVINE, P.; ROBISON, E. G.; SEELIGER, C.; PECK, D. V. (Ed.) Quantifying physical habitat in wadeable streams. **U.S. Environmental Protection Agency**, Washington, 1999.

KEOUGH, J. R.; HAGLEY, C. A.; RUZYCKI, E.; SIERSZEN, M. $\delta^{13}\text{C}$ composition of primary producers and role of detritus in a freshwater coastal ecosystem. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v. 43, n. 4, p. 734–740, June 1998.

LAZORCHAK, J. M.; KLEMM, D. J.; PECK, D. V. (Ed.). Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters: Field Operations and Methods for Measuring the Ecological Condition of Wadeable Streams. **U.S. Environmental Protection Agency**, Washington, 1998.

MALMQVIST, A.; RUNDLE, S. Threats to the running water ecosystems of the world. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 29, n. 2, p. 134–153, Jan. 2002.

MANETTA, G. I. ; BENEDITO-CECÍLIO, E. Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de *turnover* em estudos ecológicos: uma síntese. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 121-129, Mar. 2003.

MARONEZE, D. M.; TUPINAMBÁS, T. H.; ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 673, n. 1, p. 29-40, Sept. 2011.

MEYNENDONCKX, J.; HEUVELMANS, G.; MUYS, B.; FEYEN, J. Effects of watershed and riparian zone characteristics on nutrient concentrations in the River Scheldt Basin. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 10, n. 6, p. 653-679, Nov. 2006.

OLSEN, A. R.; PECK, D. V. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 27, n. 4, p. 822-836, Dec. 2008.

OLIVEIRA, C.; SOARES, M.; MARTINELLI, L.; MOREIRA, M. Carbon sources of fish in an Amazonian floodplain lake. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 68, n. 2, p. 229 – 238, June 2006.

PARNELL, A. C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. **Plos One**, San Francisco, v. 5, n. 3, Mar. 2010.

PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, n. 1, p. 293–320, Nov. 1987.

PETERSON, C. C.; WINEMILLER, K. O. Ontogenetic diet shifts an scale-eating in *Roeboides dayi*, a neotropical characid. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, n. 49, v. 1, p. 111-118, May. 1997.

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; CALLISTO, M. The Effects of Urbanization on Biodiversity and Water Quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. In: BROWN, L. R.; GRAY, R. H.; HUGHES, R. M.; MICHAEL, M. (Ed.). **Effects of Urbanization on Stream Ecosystems**. Bethesda: American Fisheries Society, 2005. n. 47, p. 11-22.

PUSEY B. J.; ARTHINGTON A. H. Importance of riparian zone to the conservation and management of freshwater fish. **Marine and freshwater research**, East Melbourne, v. 54, n. 1, p. 1-16, Apr. 2003.

RISENG, C. M.; WILEY, M. J.; BLACK, R. W.; MUNN, M. D. Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, n. 8, p. 3128-3146, Dec. 2011.

SALEMI, L. F.; GROppo, J. D.; TREVISAN, R.; SEGHEsi, G. B.; MORAES, J. M.; FERRAZ, S. F. B.; MARTINELLI, L. A. Consequências hidrológicas da mudança de uso da terra de floresta para pastagem na região da floresta tropical pluvial atlântica. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 127-140, Mar. 2012.

SILVA, D. M. L. et al. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 317-324, Jul-Aug. 2007.

SILVA, J. C. da; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v.10, n. 2, p. 389-399, June 2012.

STATISTICA SOFTWARE. Statistica for Windows - computer program manual. Tulsa: **Statsoft**, 2001.

THOMAS, S. M.; NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; KRUSCHE, A.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 68, n. 2, p. 135- 151, Apr. 2004.

VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, n. 5, p. 1142-1158, May 1997.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, n. 1, p. 130-137, Jan. 1980.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pudemos observar que os diferentes usos do solo afetam de maneiras distintas os ecossistemas aquáticos. No ponto de vista físico, as pastagens afetam negativamente a cobertura vegetal (praticamente ausente nesses ambientes) e a heterogeneidade dos substratos, uma vez que nesses riachos a porcentagem de substrato fino foi muito superior quando comparado às outras categorias. O aporte de recursos alóctones, como o folhiço, também é reduzido nesses ambientes. Em contrapartida, recursos como macrófitas aquáticas e algas filamentosas são mais abundantes. Toda essa alteração nas características físicas teve reflexo na assembleia de peixes desses riachos. Podendo, a maior variedade de itens alimentares ofertados, ser a explicação para a maior área de nicho ocupado pela comunidade e também para maior diversidade trófica verificada para comunidades de peixes que habitam riachos sob esse tipo de influência antrópica.

O cultivo de cana, apesar de não influenciar tanto as características físicas dos riachos, se mostrou mais danoso à comunidade aquática. Uma vez que a comunidade de peixes desses riachos apresentou menor diversidade trófica, menor área de nicho ocupado e maior sobreposição trófica. A pequena capacidade da comunidade em usufruir dos recursos ofertados também levanta questões sobre os reais danos dessa prática agrícola sobre a biota aquática. É interessante salientar que em ambas as abordagens utilizadas à composição isotópica de nitrogênio foi superior nesses riachos, muito provavelmente devido aos elevados níveis de fertilizantes aplicados nessa cultivar.

Era esperado que os riachos preservados apresentassem características mais vantajosas para as comunidades aquáticas, quando se comparado a riachos com algum tipo de influência antrópica. No entanto, não foram observadas diferenças que nos permitem a chegar a essa conclusão. As características físicas

foram similares as dos riachos com influência de cana e a estrutura trófica da comunidade de peixes é similar àquela de riachos localizados em pastagens (grande variação no $\delta^{13}\text{C}$ e pouca variação no $\delta^{15}\text{N}$).

Em uma abordagem mais restrita, observamos a plasticidade trófica dos peixes estudados. Todas as cinco espécies avaliadas variaram sua dieta oportunisticamente em resposta a relativa abundância de alimento. Esse comportamento generalista observado pode ter sido uma vantagem para essas espécies, uma vez que em alguns casos a adaptabilidade trófica é mais importante para sobrevivência do que a dependência por um hábito alimentar especializado. Sendo que essa pode ser a explicação para encontrarmos essas espécies em todas as categorias de riachos.