

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

**ECOLOGIA TROFICA DA COMUNIDADE DE PEIXES DE RESSACOS,
AMBIENTES SEMI-LÊNTICOS, DA PLANICIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO
PARANÁ, BRASIL.**

Eucilene Alves Santana Porto

Maringá-PR
2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Universidade Estadual de Maringá
Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais

Eucilene Alves Santana Porto

Tese apresentada ao Programa de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora.

Orientadora: *Prof^a.Dra. Izabel de Fátima Andrian*

Maringá-PR
2006

Agradeço ao Deus supremo pelas pessoas maravilhosas que foram inseridas em meu caminho, sendo possível às inúmeras vitórias. Obrigado Senhor!

Artigos formatados de acordo com as normas da Revista Neotropical Ichthyology.

Resumo

O presente trabalho buscou aplicar o programa Ecopath para o delineamento do modelo da teia trófica nos rios Bilé e Manezinho, com objetivo de entender o funcionamento desses ambientes para a manutenção das espécies de peixes de pequeno porte da planície de inundação do Paraná. Os dados utilizados foram referentes aos anos de 2000 e 2001, os quais foram marcados pela ausência da influência do pulso de inundação, devido à escassez de chuvas neste período. Para aplicação do Ecopath realizou-se anteriormente uma análise quanto às categorias tróficas de peixes dos dois ambientes a partir do método de agrupamento pela associação média não ponderada (UPGMA), utilizando o programa Statistica. Fornecendo assim suporte necessário para uma análise mais detalhada desses ambientes quanto a trofodinâmica. Para a construção do modelo trófico com o Ecopath, foram utilizados dados referentes à biomassa, produção por biomassa, consumo por biomassa e eficiência ecotrófica, para os compartimentos peixes e não peixes estabelecidos para os dois ambientes tendo como base do trabalho a análise do conteúdo gástrico dos peixes. Os resultados evidenciaram que apesar de terem como item principal o alimento Cladocera, para a maioria das espécies nos dois ambientes, não é recomendado agrupá-las em trofoespécie para análise do sistema devido à variedade de itens ingeridos pelas espécies pertencentes à mesma categoria trófica. E ainda, que os maiores fluxos no sistema Manezinho ocorreram do fitoplâncton para o zooplâncton; seguidos pelo compartimento outros peixes para *Hoplias aff. malabaricus* e do grupo outros insetos para *Aphyocharax* sp. Enquanto que no rio Bilé o maior fluxo em relação aos compartimentos dos peixes ocorreu do grupo Detrito para a espécie *Steindachnerina insculpta*. O estudo mostrou ainda, que os dois ambientes apresentaram índices baixos quanto ao índice de ciclagem finn, índice de onívoros, índice de conectância e ainda a predominância de espécie intermediária em relação às espécies de topo e basal. Com característica de cadeia curta e com poucas espécies onívoras evidenciando sistemas em equilíbrio.

Sumário

Artigo 1. Identificação de categorias tróficas na ictiofauna de dois ambientes semi-lênticos na planície de inundação do alto rio Paraná-Brasil.

Resumo

Introdução

Área de Estudo

Material e métodos

Resultados

Discussões

Conclusão

Agradecimentos

Referências Bibliográficas

Lista de figuras e tabelas

Artigo 2. Modelo trófico de dois ressacos, ambientes semi-lênticos, na planície de inundação do Alto rio Paraná-Brasil.

Resumo

Introdução

Área de Estudo

Material e métodos

Resultados

Discussões

Conclusão

Referências Bibliográficas

Referências Bibliográficas

Lista de figuras e tabelas

IDENTIFICAÇÃO DE CATEGORIAS TROFICAS NA ICTIOFAUNA DE DOIS AMBIENTES SEMI-LÊNTICOS NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ-BRASIL.

Resumo

Neste trabalho buscou-se definir as categorias ou grupos tróficos na ictiofauna de ambientes pouco conhecidos denominados de ressacos, inseridos na planície de inundação do alto rio Paraná, utilizando o conceito de trofoespécie. Os exemplares de peixes foram capturados pelo método de captura ativa (arrasto) e triados posteriormente quando das dietas alimentares. Para verificação da formação dos grupos tróficos e categorias tróficas empregaram-se o método de agrupamento pareado igualmente ponderado (UPGMA), utilizando o programa Statistica. A análise do conteúdo estomacal possibilitou a classificação de 13 espécies de peixes distribuídas em cinco categorias tróficas no ressaco do Manezinho e 20 espécies do Bilé classificada em oito categorias tróficas. Sendo que das 22 espécies, 12 foram comuns aos dois ambientes. Quanto a formação dos grupos tróficos evidenciou que apesar de terem como item preferencial o alimento Cladocera para a maioria das espécies nos dois ambientes analisados, não é recomendado agrupá-las em trofoespécie para análise do sistema devido a variedade de itens ingeridos pelas espécies apesar de estarem classificadas na mesma categoria trófica.

Palavras-chaves: alimentação, peixes, grupos tróficos, ressacos

Introdução

Uma Planície de inundação é composta normalmente por vários tipos de ambientes: rios, lagoas temporárias e permanentes, canais e, ainda um tipo de ambiente com características distintas dos conhecidos, denominado de ressaco. Esses novos ambientes são considerados semi-lênticos (Fonseca & Rodrigues, 2005), localizados em ilhas fluviais e vêm sendo estudados, desde o final da década de 90, pelo programa PELD (Programa de Estudos de Longa Duração) no rio Paraná.

O conhecimento da dieta dos peixes permite identificar as diferentes categorias tróficas, inferir sobre a estrutura, além de gerar subsídios para melhor entendimento das relações dos componentes da ictiofauna e demais organismos da comunidade (Gaspar da Luz *et al.*, 2001; Abelha *et al.*, 2001). Ainda, pode fornecer dados sobre o hábitat, a disponibilidade de alimento no ambiente e mesmo sobre alguns aspectos do comportamento (Hahn *et al.*, 1997).

A estrutura trófica da comunidade subsidia o entendimento da organização dos ecossistemas aquáticos, conceito esse de comunidade adotado, segundo Dajoz (2005), como o conjunto de indivíduos pertencentes às várias espécies que coexistem em um mesmo meio e que formam conjuntos funcionais em interação uns com os outros. A formação de grupos tróficos, que organiza os peixes baseando-se no hábito e comportamento (Gerking, 1994), serve de base para estudos de teias alimentares. Root (1967) define os como grupos tróficos ou guildas que representa uma fração de uma comunidade (grupos de espécies) explorando a mesma classe de recursos ambientais e de maneira similar no entanto, Simberloff & Dayan (1991) enfatizam a importância de se discutir o uso do termo grupos tróficos (guilda) em sentido mais amplo, como base para a ecologia de comunidades, ressaltando que devem existir critérios e clareza no estabelecimento dessas categorias. Muitas vezes o agrupamento de várias espécies em uma única espécie trófica pode levar a conclusão errônea, ou mesmo inviabilizar a análise (Hakanson, 1995).

Baseado no acima exposto, o presente estudo teve como objetivo identificar as categorias e os grupos tróficos na classe de peixes nos dois dos ressacos da planície de inundação do alto rio Paraná, utilizando a definição de que trofoespécie proposta por Yodzis & Winemiller (1999), o qual seria constituído por uma coleção de espécies da teia trófica, do ambiente estudado, que se alimenta de presas similares.

Área de estudo

O rio Paraná, próximo ao município de Porto Rico, é dividido em dois grandes braços e um canal menor por duas ilhas, a Mutum e a Porto Rico. Nessas ilhas diversas lagoas e ressacos são encontradas (Cunico *et al.*, 2002).

As áreas de estudos correspondem a lagoas abertas, conhecidas popularmente como ressacos, denominados de Manezinho e de Bilé, ambos localizados na ilha Mutum. Eles apresentaram, nos anos de estudos, uma única conexão com o rio Paraná através de um canal (Fig.1).

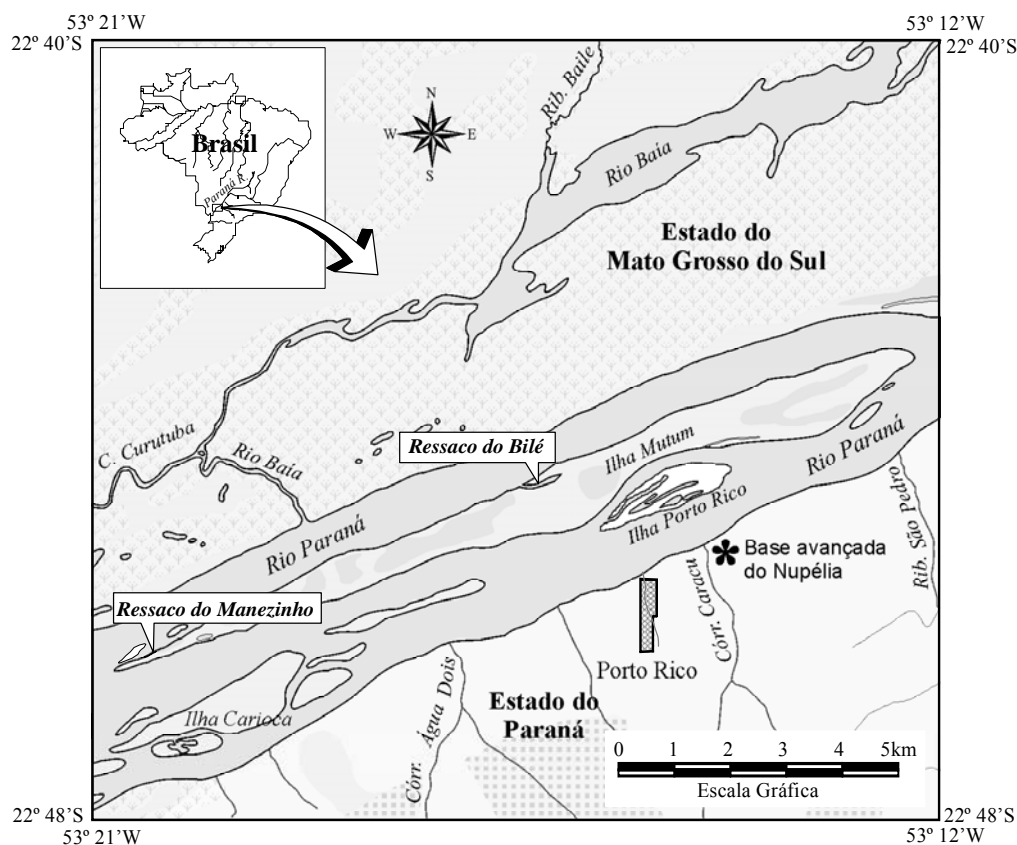


Fig.1. Localização dos ressacos Manezinho e Bile na Ilha Mutum da área de planície de Inundação do rio Paraná

O ressaco Bilé com as coordenadas $22^{\circ} 45' 13,56''\text{S}$ e $53^{\circ} 17' 9,48''\text{W}$, tem 582,6m de comprimento e profundidade média de 1,3m no período analisado. Suas margens são compostas por ciperáceas, além das Leguminosas como: *Mimosa pigra* e *Ingá uruguensis*.

O ressaco Manezinho com as coordenadas $22^{\circ}46'44,7''\text{S}$ e $53^{\circ}20'56,76''\text{W}$, apresenta comprimento de 100m, área de 0,1ha, e profundidade média de 2,1m no período

do estudo. Esse encontra-se separado do rio Paraná por um braço com cerca de 1,4m de altura e apresenta uma única conexão com o rio, por um canal com 1m de comprimento e 3m de largura. Sua margem é coberta por vegetação arbórea, com predominância de *Cecropia* e *Inga* sp. A amostragem da ictiofauna foi realizada nos anos de 2000 (fevereiro, maio, agosto e outubro) e 2001 (fevereiro, maio, agosto e novembro). Anos atípicos ao esperado para a planície de inundação, pois as cheias ocorreram tardiamente (março de 2000 e final de janeiro de 2001). Segundo Agostinho & Zaleswski (1995), historicamente a sazonalidade nessa região envolve os meses de novembro a março o que não foi observado no período desse estudo.

Material e métodos

Para a obtenção dos exemplares utilizou-se a captura ativa, com o auxílio de redes de arrasto com três panagens (malhagem de 5mm, comprimento de 50m e altura de 2,8m). Os exemplares foram medidos, pesados e eviscerados, sendo os estômagos com alimento fixados em formol 4%.

Os conteúdos gástricos foram analisados, com auxílio de microscópio estereoscópico e os itens identificados até o nível taxonômico mais inferior possível. Os cálculos, da frequência volumétrica e ocorrência, foram obtidos pelos métodos propostos por Hynes (1950) e Hyslop (1980). Para a obtenção do volume utilizou-se proveta graduada: de 1ml, 2ml e 5ml e o valor foi obtido a partir do deslocamento do líquido.

O resultado das frequências de ocorrência (F_o) e volumétrica (F_v) foram combinados no índice alimentar- IA_i de Kawakami & Vazzoler (1980). Os valores do IA_i foram convertidos em percentuais e posteriormente, efetuando as somatórias cumulativas. Com base nesses dados, o item preferencial e o hábito alimentar das espécies foram indicados pelo percentual de IA_i ($\geq 50\%$) (Gaspar da Luz *et al.*, 2001). Posteriormente empregou-se a análise de Cluster com o método de agrupamento pela associação média não ponderada (UPGMA), utilizando o programa Statistica.5.5. Este tipo de análise, é uma técnica analítica que pode ser usada para definir grupos significativos de indivíduos ou objetos (Hair 1987), ou trofoespecie. Para tal análise foram utilizados os percentuais de IA_i , de cada resaco. E ainda, segundo Pinto Coelho (2000), essa análise tem caráter classificatório, nesse caso, todas as espécies são classificadas em subgrupos discretos,

segundo uma seqüência ordenada de níveis hierárquicos. Dessa forma, pode ser usada também para a interpretação das associações entre as diferentes espécies.

Resultados

Foram analisadas 22 espécies para a caracterização trófica dos dois ressacos, sendo 13 espécies do Manezinho e 20 espécies do Bilé. Do total de espécies 12 foram comuns aos dois ambientes. O total de estômagos analisados foi de 225, sendo 130 do Bilé e 95 do Manezinho.

Tabela 1. Número de estômagos analisados, comprimento(LT) mínimo e médio, caracterização trófica, item preferencial e % do IAi (Índice de Importância Alimentar) das espécies de peixes do ressaco do Manezinho na Ilha Mutum do Rio Paraná, Brasil.

Número de estômagos	LT (Mínimo) em cm	LT médio (cm)	Espécies	Item preferencial	%IAi	Categoria trófica
1	7,2	---	<i>Astyanax altiparanae</i>	Inseto (Hymnoptera+ Ortopthera+ Diptera) Vegetal (fruto de polígono + algas e resto de vegetal)	48,67 e 51,33	Onívora
13	2,9	3,2	<i>Aphyocharax</i> sp	Cladocera	61,56	Zooplanctófaga
1	4,5	---	<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Cladocera	78,80	Zooplanctófaga
16	2,7	4,1	<i>Bryconamericus stramineus</i>	Cladocera	69,25	Zooplanctófaga
2	2,4	3,0	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Cladocera	83,33	Zooplanctófaga
19	3,0	3,4	<i>Hyphessobrycon</i> sp	Cladocera	61,14	Zooplanctófaga
9	4,1	4,4	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Inseto (Diptera+ Hymnoptera+ resto de inseto)	59,80	Insetívora
1	9,6	---	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Resto de peixe	100	Piscívora
4	5,3	6,0	<i>Moenkhausia intermedia</i>	Cladocera	83,33	Zooplanctófaga
2	3,3	3,7	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Coleóptera	80	Insetívora
11	2,4	2,8	<i>Odontostilbe</i> sp	Cladocera	71,67	Zooplanctófaga
3	3,5	3,5	<i>Steindachenerina insculpta</i>	Detrito	98,37	Detritívora
2	2,2	2,1	<i>Satonoperca pappaterra</i>	Cladocera	87,5	Zooplanctófaga

No ressaco Manezinho foram registradas cinco categorias tróficas (tab.I), dessas a zooplanctófaga predominou para oito espécies, representando 57% (cinquenta e sete por cento) das espécies do ambiente estudado. O item Cladocera predominou tanto em frequência de ocorrência como em volume para as espécies, *Aphyocharax* sp, *Aphyocharax anisitsi*, *Bryconamericus stramineus*, *Serrapinnus notomelas*, *Hyphessobrycon* sp, *Moenkhausia intermedia*, *Satonoperca pappaterra* e *Odontostilbe* sp.

O dendograma de agrupamento (Fig. 2) demonstra três conjuntos com maior afinidades. O grupo I, formado pelas espécies *B. stramineus* e *M. intermedia* devido a presença expressiva no IAi dos itens Cladocera e Díptera nos conteúdos gástricos. O grupo II, formado além das duas citadas acima, ainda pelas espécies *Aphyocharax* sp, *Aphyocharax anisitsi*, *Odontostilbe* sp, *Hyphessobrycon* sp, *S. notomelas*; e *S. pappaterra*, apresentou valores nos percentuais do IAi acima de 60% para o item Cladocera. E, o grupo

III, composto pela espécie *Hemigrammus marginatus* por apresentar similaridade trófica com os demais grupos em função da presença do item Cladocera em sua alimentação .

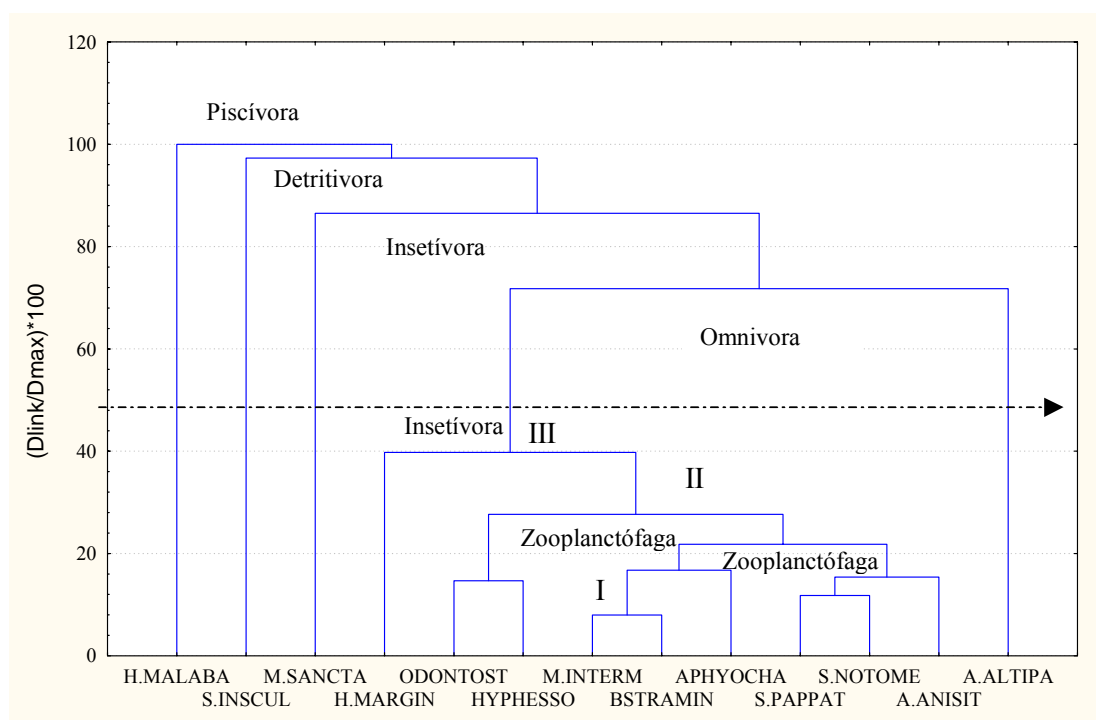


Fig. 2. Dendrograma de agrupamento sobre os valores do IAI (Índice de Importância Alimentar) para 13 espécies de peixes do ressaco do Manezinho, Planície de Inundação do alto rio Paraná. **Legenda** =(I, II, III)= grupos formados; nomenclatura das espécies de peixes(H.malaba=*Hoplias aff.malabaricus*; S.inscul=*Steidachenerina insculpta*; M.sancta=*Moenkhausia sanctaefilomenae*; H.margin=*Hemigrammus marginatus*; Odontos=*Odontostilbe* sp; Hyphesso=*Hyphessobrycon* sp; M.inter=*Moenkhausia intermedia*; Bstramin=*Bryconamericus stramineus*; Aphyocha=*Aphyocharax* sp; S.pappat=*Satanoperca pappaterra*; S.notome=*Serrapinnus notomelas*; A.anists=*Aphyocharax anisitsi*; A.altipa=*Astyanax altiparanae*)

A assembléia íctiica do ressaco Bilé foram distribuídas em oito categorias tróficas (tab.II), sendo que seis espécies, 30% delas, ocuparam a mesma categoria trófica, a zooplancatófaga. São elas *Apareiodon affinis*; *Bryconamerius stramineus*, *Serrapinnus notomelas*, *Hyphessobrycon eques*; *Hemigrammus marginatus*; *Moenkhausia intermedia*.

Constatou-se ainda, que três espécies (*B. stramineus*; *S. notomelas* e *M. intermedia*) encontradas nos dois ambientes apresentaram a mesma categoria trófica.

Tabela 2 Número de estômagos analisados, comprimento(LT) mínimo e médio, caracterização trófica, item preferencial e % do IAI (Índice de Importância Alimentar) das espécies de peixes do ressaco do Bilé na Ilha Mutum do Rio Paraná, Brasil.

Número de estômagos	LT (Mínimo) em cm	LT médio (cm)	Espécies	Item preferencial	%IAi	Categoria trófica
1	2,1	---	<i>Apareiodon affinis</i> *	Cladóceras	100	Zooplancetófaga
19	2,7	7,5	<i>Astyanax altiparanae</i>	Fruto de Polígono	57,80	Herbívoras
1	4,6	---	<i>Aphyocharax</i> sp	Amphipoda	100	Carcinófaga
6	3,1	4,0	<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Díptera	72,00	Insetívora
12	3,3	5,0	<i>Bryconamericus stramineus</i>	Cladóceras	54,01	Zooplancetófaga
1	13,2	---	<i>Cichla monoculus</i>	S.pappaterra	100	Piscívora
7	3,0	3,7	<i>Serrapinnus notomelas</i>	Cladóceras	71,43	Zooplancetófaga
12	2,5	3,5	<i>Hyphessobrycon eques</i>	Cladóceras	57,33	Zooplancetófaga
5	4,0	4,8	<i>Hemigrammus marginatus</i>	Cladóceras	79,20	Zooplancetófaga
11	2,7	31	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Decapoda	85,68	Carcinófaga
4	17	23	<i>Iheringichthys labrosus</i>	Bivalvia	60,13	Bentófaga
6	2,8	16,1	<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Material digerido	84,54	Detritívora
3	5,1	6,9	<i>Moenkhausia intermedia</i>	Cladóceras	94,70	Zooplancetófaga
4	9,9	15,7	<i>Metynnis cf. maculatus</i>	Algas	95,04	Algívora
19	3,2	4,9	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Inseto	73,74	Insetívora
11	2,6	3,9	<i>Roeboides paranaensis</i>	Amphipoda	68,74	Carcinófaga
10	3,3	7,9	<i>Steindachnerina insculpta</i>	Detrito	70,74	Detritívora
5	2,3	17,6	<i>Serrassalmus marginatus</i>	Resto de peixe	56,33	Piscívora
3	2,5	18,8	<i>Satonoperca pappaterra</i>	Psocoptera	76,34	Insetívora
1	15,9	---	<i>Serrassalmus maculatus</i>	Algas	79,74	Algívora

O dendograma de agrupamento (Fig. 3) demonstra a formação de quatro grupos. As espécies *M. intermedia*, *A. affinis*, *H. marginatus*, *S. notomelas*, *H. eques* e *B. stramineus* do grupo I, se associaram por apresentarem em suas dietas o item cladóceras com IAI acima de 50%, chegando até o valor máximo de 100%.

O grupo II foi formado pela espécie *Serrassalmus marginatus*, *Metynnis cf. maculatus* em virtude da presença dos itens algas, restos de vegetal, detritos e escamas em seu conteúdo estomacal.

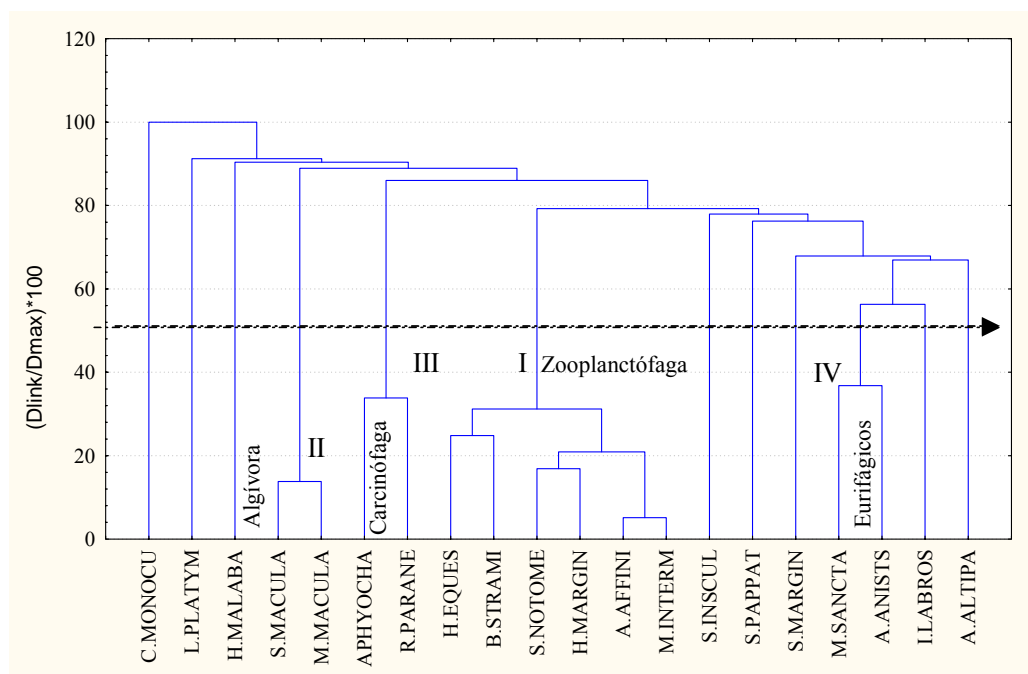


Fig. 3. Dendrograma de agrupamento sobre os valores do IAI (Índice de Importância Alimentar) para 20 espécies de peixes do ressaco do Bilé, Planície de Inundação do alto rio Paraná. **Legenda** (I, II, III, IV)= grupos formados; nomenclatura das espécies de peixes(C.monoculu=*Cichla monoculus*; L.platym=*Loricariichthys platymetopon*; H.malaba=*Hoplias aff.malabaricus*; S.macula=*Serrassalmus maculatus*; M.macula=*Metynnis cf.maculatus*; Aphyocha=*Aphyocharax* sp; R.parane=*Roeboide paranensis*; H.eques=*Hyphessobrycon eques*; B.strami=*Bryconamericus stramineus*; S.notome=*Serrapinnus notomelas*; H.margin=*Hemigrammus marginatus*; A.affini=*Apareidon affinis*; M.intermédia=*Moenkhausia intermedia*; S.inscul=*Steidachenerina insculpta*; S.pappat=*Satonoperca pappaterra*; M.sancta=*Moenkhausia sanctaefilomenae*; A.anists=*Aphyocharax anisitsi*; I.labros=*Iheringichthys labrosus*; A.altipa=*Astyanax altiparanae*)

O grupo III foi formado pelas espécies *R.paranensis* e *Aphyocharax* sp, e associaram-se em função do consumo do item Amphipoda, exclusivo para essas espécies.

As espécies *Aphyocharax anisitsi* e *Moenkhausia sanctaefilomenae* formaram o grupo IV, isso se deu por suas dietas serem compostas de uma variedade de itens em comum, como Cladocera, Diptera, detrito, Hemiptera, Conchostraca e Ephemeroptera (tab.III).

Discussão

Nos dois ressecos estudados, constatou-se maior número de espécies de peixes na categoria trófica zooplancetófaga, pelo fato de terem como item preferencial o grupo Cladocera em suas dietas. Isso pode estar associado à disponibilidade desse item no ano de 2001, para os ambientes da planície, como constatado por Lansac-Tôha *et al.*, (2002). Soma-se o fato de que, apesar da predominância de Cladocera, tais espécies apresentaram uma variedade de itens em suas dietas, sugerindo que as mesmas sejam oportunistas, não podendo desse modo agrupá-los em trofoespécie ou mesma ainda como pertencentes ao mesmo guilda, para aplicação desse último necessita de mais estudos quanto ao comportamento de forrageamento das espécies que apresentaram a mesma categoria trófica.

A variedade de itens disponíveis para a alimentação dos peixes proporciona o predomínio de espécies oportunistas ou generalistas, como observado por Gaspar da Luz (2000), em planície de inundação. Esse predomínio é justificado pelo fato dos especialistas não encontrarem condições favoráveis em ambientes com variações bruscas, sendo comum encontrar em seus estômagos outros itens, em especial insetos e outros invertebrados (Leão *et al.*, 1991). Isso foi constatado para as espécies detritívoras nos dois ressecos analisados.

O período de estudo foi de anos atípicos ao esperado para a planície de inundação do alto rio Paraná, ou seja, com secas acentuadas e cheias tardias (Agostinho & Zaleswski, 1995), o que normalmente o que vem dificultando o delineamento de padrões tróficos como os guildas e ou trofoespecies. Porém Junk (1980) sugere que, em ambientes com variações nas condições hidrológicas, é necessário que se realizem estudos em situações extremas, pois é quando aparecem as maiores diferenças na oferta de alimentação, forçando os organismos a utilizarem suas capacidades adaptativas.

Outro fator que dificulta o delineamento de grupos tróficos é a plasticidade alimentar. Segundo Gaspar da Luz *et al.*, (2001), essa plasticidade constitui-se numa interação entre a qualidade e quantidade do alimento disponível. Essa é uma característica marcante na ictiofauna fluvial tropical (Goulding, 1980; Hahn *et al.*, 1997; Lowe MacConnel, 1999) pois, as espécies podem mudar o consumo do alimento à medida que

ocorram alterações na abundância relativa do recurso alimentar em uso (Goulding, 1980; Lolis & Andrian, 1996 e Hahn *et al.*, 1997).

Essa plasticidade foi observada nesse estudo para a espécie *R. paranensis*, que sendo destacada como insetívora na planície de inundação (Hahn *et al.*, 2002 e Agostinho *et al.*, 1997), no ressaco Bile apresentou tendência para carcinofaga, com predominância do item Amphipoda.

Apesar da seca prolongada acredita-se que não houve uma desestabilização no ambiente, uma vez que as espécies onívoras foram pouco freqüentes nos ambientes estudados (*A. altiparanae* no ressaco Manezinho). Segundo Begon *et al.*, (1990) na teoria de rede trófica, espera-se que a onivoria seja rara, porque a sua presença é desestabilizadora, já que os onívoros experimentam maior competição dentro do nível trófico, além de sofrerem predação de níveis tróficos mais altos (Pimm, 1982,1991).

Outra característica marcante nos ressacos foi a pouca expressividade de espécies herbívoras, sendo registrada apenas *A. altiparanae* no ressaco Bilé, Tal resultado implica na aceitação da teoria de Junk (1980), ao afirmar que durante as águas baixas, enquanto oferta grande de itens alimentares está a disposição dos predadores, a oferta para as espécies herbívoras é reduzida drasticamente, porque as macrófitas e áreas de matas inundáveis estão secas.

A presença de piscívoros nos ressacos foi atribuída a *H. aff. malabaricus*, comum aos dois ambientes e *C. monoculus*, presente apenas no Bilé. Na planície de inundação do rio Paraná, Agostinho *et al.*, (1997) relatam que a piscivoria é exercida de maneira permanente em ambientes lânticos por espécies que desenvolvem todo o seu ciclo nesses ambientes (como *H. aff. malabaricus*) e essa categoria trófica mostra tendência de maior biomassa nos ambientes de planície, sendo esse fato mais acentuado no ano de ausência de cheia. Levando a crer que não seja diferente para os ressacos.

Nos dois ressacos estudados, a detritivoria foi atribuída à *S. insculpta*, no ressaco Manezinho e à *L. platymetopon* e à *S. insculpta*, no ressaco Bilé, reforçando a teoria que, via de regra, pequena porcentagem de espécies alimenta-se de detritos. Pois, a maioria dos peixes encontra-se em níveis tróficos superiores e utilizam os invertebrados como elo de ligação com a base detritívora da cadeia trófica (Bowen, 1983).

Além do item detrito, foi observado no conteúdo estomacal da espécie *L. platymetopon* o item Nematoda, embora em baixa proporção. Esse também foi registrado por Fugi & Hahn (1991) ao estudar a mesma espécie em outros ambientes da Planície de Inundação.

Quanto à variedade de itens esporádicos ingeridos pela espécie *S. insculpta*, cladóceros, nemátodos, algas, restos de inseto, vegetal superior, ácaros e tecamebas, esses foram registrados com baixo porcentual, mantendo a espécie como detritívora. Essa variedade foi também observada por Peretti & Andrian, (2004) para o ressaco Pau veio, no entanto, segundo Agostinho *et al.*, (1997), essa mesma espécie foi classificada como iliófaga. Tais resultados constataam a plasticidade alimentar da espécie, dependendo das circunstâncias ambientais, ou seja fatores abióticos podem apresentar influencia sobre a qualidade alimentar da espécie.

A categoria insetivoria tem, em geral, grande relevância como forrageira, nas assembléias dos rios de planícies de inundação (Andrian, Lansac-Tôha & Alves, 1994; Gaspar da Luz & Okada, 1999). Isso é verificado para as espécies insetívoras do ressacos Bilé (*A. anistsi*, *M.sanctaefilomenae* e *S.pappaterra*) e Manezinho (*H.marginatus* e *M.sanctefilomenae*), bem como outras de diferentes categorias tróficas e que consumirem insetos aquáticos ou terrestres.

A categoria trófica algívora foi registrada somente no ressaco Bilé (*S.maculatus* e *M.cf.maculatus*) e por espécies que possivelmente apresentaram plasticidade alimentar, uma vez que, na literatura disponível, essas espécies foram classificadas em outros grupos tróficos, como o caso de: *S. marginatus* (piscívora) segundo, Agostinho *et al.*, (1997), e a *M.cf.maculatus* como zooplantófaga em um reservatório em área de planície (Pelicice & Agostinho, 2005).

Na categoria bentófaga foi registrada uma única espécie *I.labrosus* no ressaco Bilé, categoria essa concordante com Hahn *et al.*, (2002); Agostinho *et al.*, (1997); e Fugi *et al.*, (1996).

Apesar das espécies estudadas no presente trabalho apresentarem categoria trófica semelhante nos dois ambientes por ter alguns itens preferenciais em suas dietas agrupando os nos cluster nas mesmas categorias tróficas, recomenda-se cautela ao agrupá-los em trofoespécie justificado pela ingestão de uma variedade de itens na dieta das espécies nos

dois resacas, associado ao desconhecimento ou ausência de dados referentes aos predadores das espécies de peixes analisadas, uma vez que o foco dos trabalhos na área de ecologia trófica em nosso país se restringe na maioria das vezes o conhecimento das presas presentes no conteúdo estomacal.

Ainda que na literatura internacional, trabalhos como de Friedkin e Johnson (1990) e Martinez (1993) recomendarem a utilização do índice de similaridade de Jaccard (modificado) utilizando o número de predadores e presas das espécies (i) e da espécie (j), no intuito de evitar erros na agregação, para posterior emprego da análise de cluster na matriz dos coeficientes de Jaccard na ordem de produção da agregação das espécies baseados na similaridade trófica, no Brasil ainda não está sendo aplicado.

Outro fator neste estudo que inviabilizou agregação em trofoespécie foi uma variação ambiental não esperada (seca prolongada) no período de coleta dos dados. No entanto, essa variação ambiental possibilitou verificar a plasticidade alimentar que essas espécies podem chegar para a aquisição dos recursos necessários.

Evidenciou ainda, que os resacos podem apresentar a mesma função das lagoas marginais de sistema de rio planície de inundação, ou seja, são importantes para a manutenção e a integridade da biodiversidade regional, por ser hábitat preferencial das espécies sedentárias e de pequeno porte, devido aos fatores: disponibilidade de recursos alimentares e os multi habitats, como por exemplo à presença de macrofitas aquáticas nesses ambientes que possibilitam as espécies encontrarem as condições favoráveis à sobrevivência.

Em virtude dos argumentos apresentados endossa-se neste trabalho a necessidade de mais estudos com peixes de pequeno porte (até 5,0cm), cujos hábitos alimentares ainda não são totalmente conhecidos e, principalmente, o seu papel na teia trófica, como já abordado por Hahn *et al.*, (2002).

Agradecimentos

Ao Programa de Estudo de longa Duração -PELD/CNPq e pela CAPES pelo apoio financeiro; ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA) da Fundação Universidade estadual de Maringá, pelo suporte logístico, técnico e científico. E aos doutores e técnicos administrativos do Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pelas contribuições e apoio.

Referências Bibliográficas

Abelha, M.C.F.; A.A.Agostinho & E.Goulart.2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23:425-434.

Agostinho, A.A., N.S. Hahn;,L.C. Gomes; L.M.Bini. 1997. Estrutura trófica. Pp.229-248. In: Vazzoler; A.E.A. de M.; A. A. Agostinho.. & N.S. Hahn(Eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM/NUPELIA.

Agostinho,A.A. & M. Zalewski.1995. The dependence of fishe community structure and dynamic on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, 303:141-148.

Andrian I.F; F.A. Lansac-Tôha & LF. Alves. 1994. Entomofauna disponível para a alimentação de peixes, comedores de superfície em duas lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Unimar* 16 (3): 117-126.

Begon, M, J.L. Harper & C.R. Townsend.1990. Ecology: Individuals, Populations and Communities. 2ed. Blackwell Sc. Publ. Oxford, Inglaterra.

Benedito-Cecilio,E.; C.A. Lopes;E.C.S. Dourado; G.I.Manetta; M.F. Gimenes; A.E.A. Faria.; R.P. Pinheiro & L.A. Martinelli 2002. Estrutura trófica das Assembléias de Peixes da Planície de Inundação do alto rio Paraná: Uso de isótopos estáveis. In: A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: relatório do Programa PELD/CNPq.p131-135.

Bowen, S.H. 1983. Detritivory in neotropical fish communities. Environmental Biology of fishes, 2(9):137-144.

Costello.M.J.1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. Journal of fish Biology, 36: 261-263.

Cunico, A. M.; W.J. da Graça, S. Veríssimo &L M. Bini. 2002. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. Acta Scientiarum. Biological Scienses, 2(24):383-389.

Dajoz, R.2005. Princípios de Ecologia. 7 ed. Porto Alegre:Artmed,520p.

Fonseca, I.A & L. Rodrigues. 1991. Comunidade de algas perifíticas em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. Acta Scientiarum. Biological Scienses, 1(27):21-28.

Friedkin, N.E.; Johnson, E.C.1990. Social influences and opinions. Journal of Mathematical Sociology. n.15, p. 193-206.

Fugi, R. & N.S Hahn. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná. Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, 4(51): 873-879.

Fugi, R., N.S Hahn & A.A.Agostinho. 1996. Feeding styles of five species of bottom feeding fishes on the high Paraná river. *Environmental Biology of fishes*, 46:297-307.

Gaspar da Luz, K.D.; F. Abunjanra, A. A.Agostinho& L.C.Gomes.2001. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 2(23):401-407.

Gaspar da Luz, K.D. & E.K. Okada. 1999. Diet and dietary overlap of three sympatric fish species in lakes of the upper Paraná river floodplain. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Curitiba, 4(42):441-447.

Gaspar da Luz, K.D.2000. Espectro alimentar e estrutura trófica da ictiofauna do reservatório da UHE Corumbá-GO. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Gerking,S.D.1994.Feeding ecology of fish. San Diego:Academic Press, 416p.

Goulding, M.1980. The fishes and the forest: explorations in Amazonian Natural History, Bukeley: University of Califórnia, 280p.

Hahn, N.S.; I.F. Andrian,; R. Fugi; V.L.L. Almeida. 1997. Ecologia trófica. Pp.209-228. In: Vazzoler; A.E.A. de M.; A. A.Agostinho. & N.S. Hahn.(Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM/NUPELIA.

Hahn,N.S.; R.Fugi; D.Peretti; M.R. Russo & V.E. Loureiro-Crippa. 2002. Estrutura trófica da ictiofauna da Planície de Inundação do alto rio Paraná. **In:** A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: relatório do Programa PELD/CNPq.p131-135.

Hair, J.F. 1987. *Multivariate Data Analyses With Reading*. USA, McMillan Publishing Company,745p.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. *Journal Fish Biology*, 17(4):411-429.

Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal Animal Ecology*., 19(1):36-58.

Hakanson, L..1995. Optimal size of predictive models. *Ecological modelling*. 78: 195-20.

Junk, W.J.1980. Áreas inundáveis- Um desafio para Limnologia. *Acta Amazônica*, 10 (4):775-795.

Kawakami, E. & G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim Instituto Oceanográfico*. São Paulo, 29 (2):205-207.

Lansac-Tôha, F.A. ; C.C.Bonecker; L.F.M.Velho; E.M. Takahashi & M.Y. Nagaie. 2002. Composição, riqueza e abundância do Zooplâncton na planície de inundação do alto rio Paraná. In: A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: relatório do Programa PELD/CNPq. p 79-83.

Leão,E.L.M; R.G. Leite, P.T.C.Chaves, E.Ferraz. 1991. Aspectos da reprodução, alimentação e parasitofauna de uma espécie rara de piranha, *Serrassalmus altuvei* Ramirez, 1965 (Pisces Serrasalmidae) do baixo rio Negro. *Revista Brasileira de Biologia*, 51:545-553.

Lobón-Cerviá,J. & S. Bennemann.2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in rio Tibagi (Paraná,Southern, Brazil). *Archives Hydrobiology*, Stuttgart, 2(149): 285-306.

Lolis, A.A.; I.F.Andrian. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Instituto de Pesca, São Paulo. Único (23):187-202.

Lowe McConnel, R.H.1999. Comunidades de peixes tropicais. Tradução de Vazzoler, A.E.A.M; A. A.Agostinho. P.Cunnighan. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.535p.

Martinez, N.D. 1993. Effects of resolution on food web structure. *Oikos* 66: 403-412.

Pelicice, F.M & Agostinho, A. A. 2006. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. Patches in a tropical reservoir, Brazil. *Ecology of Freshwater Fish* ,15:10-19.

Peretti, D. & I.F. Andrian.2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. *Environmental Biology of fishes* 71:95-103.

Pimm, S.L. 1991.The balance of nature: ecological issues in the conservation of species and communities. Chicago: University of Chicago Press. 520p.

Pimm, S.L. 1982. Food Webs. London: Chapman & Hall. 330p.

Pinto-Coelho, R. M.2000. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre: Artmed Editora. 521p.

Root, R.B.1967. The niche exploitation pattern of the blue gray gnatcatcher. *Ecological Monograph*., (37): 317-350.

Simberloff, D. & T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*,(22):115-143.

Yodzis, P. & K.O. Winemiller. 1999. In search of operational trophospecies in a tropical aquatic food web. *Oikos*, 87: 327-340.

Lista de tabelas e figuras

Tabela 1. Caracterização trófica, item preferencial e % do IAI (Índice de Importância Alimentar) das espécies de peixes do ressaco do Manezinho na Ilha Mutum do Rio Paraná, Brasil.

Tabela 2. Caracterização trófica, item preferencial e % do IAI (Índice de Importância Alimentar) das espécies de peixes do ressaco do Bilé na Ilha Mutum do Rio Paraná, Brasil.

Tabela 3. . Itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes do ressaco do Bilé (●) e do ressaco manezinho (◆) da planície de inundação do rio Paraná nos anos de 2000 e 2001.

Fig.1. Localização dos ressacos Manezinho (20) e Bile (16) na Ilha Mutum da área de planície de Inundação do rio Paraná

Fig.2. Dendograma de agrupamento sobre os valores do IAI (Índice de Importância Alimentar) para 13 espécies de peixes do ressaco do Manezinho, Planície de Inundação do alto rio Paraná.

Fig. 3. Dendograma de agrupamento sobre os valores do IAI (Índice de Importância Alimentar) para 20 espécies de peixes do ressaco do Bilé, Planície de Inundação do alto rio Paraná.

MODELO TRÓFICO DE DOIS RESSACOS, AMBIENTES SEMI-LÊNTICOS, NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ-BRASIL.

Resumo

O presente trabalho buscou aplicar o programa Ecopath para o delineamento do modelo da teia trófica nos ressacos Bilé e Manezinho no intuito de entender o funcionamento desses ambientes para a manutenção das espécies de peixes de pequeno porte da planície de inundação do Paraná. Os dados utilizados foram referentes aos anos de 2000 e 2001, os quais foram marcados pela ausência da influência do pulso de inundação devido à escassez de chuvas neste período. Para a construção do modelo, foram utilizados dados referentes à biomassa, produção por biomassa, consumo por biomassa e ou eficiência ecotrófica para os compartimentos peixes e não peixes estabelecidos para os dois ambientes tendo como base do trabalho a análise do conteúdo gástrico dos peixes. Os resultados evidenciaram que os maiores fluxos no sistema Manezinho ocorreram do fitoplâncton para o zooplâncton; seguidos pelo compartimento outros peixes para *H.malabaricus* e do grupo outros insetos para *Aphyocharax* sp. Enquanto que no ressaco do Bilé os maiores fluxos ocorreram do compartimento macrofitas para outros insetos; do detrito para o Zooplâncton para o zooplâncton, e em relação aos compartimentos dos peixes o maior fluxo foi do grupo Detrito para a espécie *S.insculpta*. O trabalho Mostrou ainda que os dois ambientes apresentaram índices e valores próximos quanto ao índice de ciclagem finn, índice de onívoros, índice de conectância e valores de biomassa e ainda a predominância de espécie intermediária em relação às espécies de topo e basal com características de cadeia curta, com poucas espécies onívoros, evidenciando sistemas em equilíbrio.

Palavras-chaves: dinâmica trófica, ambientes semi lânticos; peixes, Ecopath.

Introdução

As teias tróficas têm um importante papel, pois segundo Paine, (1996) constituem um alicerce ecologicamente flexível ao redor do qual as comunidades estão reunidas e estruturadas. Ao estudar a teia, pesquisadores buscam entender os padrões exibidos por comunidades naturais. Além, de determinar os consumidores e seus níveis tróficos na teia e identificar os maiores recursos alimentares de cada um desses compartimentos (Hershey & Peterson, 1996).

Os trabalhos de teia alimentar têm como foco também, a análise dos componentes dessa teia (Briand & Cohen, 1984; Martinez, 1993; Arim & Marquet, 2004; Petchey et al., 2004). Como a identificação dos: I) Predadores- que são espécie que consome outras espécies consideradas presas; II) presa- espécie que é consumida por outra espécie; III) espécie topo- espécie que se alimenta de presas porém, não consumida por nenhuma espécie da cadeia; IV) espécie basal- considerada espécie presa, que não exerce a função de predadora/consumidora na cadeia e; V) espécie intermediária- espécie que pode ser tanto presa como predadora em diferentes cadeias tróficas.

Uma revisão sobre os trabalhos referentes às teias tróficas publicadas sugerem que as mesmas apresentam padrões estruturais consistentes como: cadeias tróficas curtas, declínio da conectância com o aumento da riqueza de espécies, proporções constantes de espécies de topo, intermediárias e de base, e ainda onivoria rara. (Briand & Cohen, 1984) e Pimm et al., (1991). Esses padrões tem sido, contudo motivo de debate na literatura. Pois, segundo alguns autores (Lawton, 1989; Hall & Raffaelli, 1991; Closs et al., 1993; Thompson & Townsend, 2000), têm encontrado pontos falhos nos trabalhos disponibilizados sobre o tema, pois, apresentam teias tróficas de baixa qualidade, com pequeno conjunto de espécies analisadas, com diferenças na metodologia utilizada, bem como o nível e a padronização da resolução taxonômica e os artefatos matemáticos.

Recentemente trabalhos como os de Hall & Raffaelli (1991), Tavares-Cromar & Williams (1996) e Schmid-Araya et al., (2002), realizados com alta resolução taxonômica invalidaram algumas antigas generalizações, mostrando que longas cadeias tróficas e onívoros são comuns em estruturas tróficas de rios.

Com o objetivo de verificar a hipótese de que os ambientes semi lânticos da planície de inundação do Paraná apresentam cadeia trófica similares e curtas com o não predomínio de onívoria, buscou neste trabalho aplicar o software ECOPATH para a análise das teias tróficas desses ambientes. Uma vez que, o software proposto foi testado em mais de 80 países em vários ambientes (lagos, rios, áreas marinhas costeiras e de plataforma) de regiões temperada e tropical. No Brasil a utilização do modelo teve início na década de 90 com Angelini e Petrere (1996); Silva Jr. (1998) e Rocha (1998).

O ECOPATH foi desenvolvido a partir da teoria proposta por Polovina (1984), para sistemas em equilíbrio, e tem sido usado no modelo de relações tróficas entre produtores primários, herbívoros, consumidores intermediários, predadores de topo e detritos na cadeia alimentar, provendo oportunidades para análise comparativa de todo o ecossistema mensurado nos diferentes espaços ocupados e tempo.

A estratégia do programa consiste em estimar as variáveis de estado e as taxas de cada espécie num contexto multi-específico, para então descrever o ecossistema durante o período de tempo a que se referem os dados (Rocha, 1998). Além da obtenção das informações relativas do nível trófico, da conectância e da omnivoria.

Para inferir sobre o estado funcional e interpretação da teia trófica do ecossistema, o software adotou os paradigmas descritos por Ulanowicz (1986): Alguns dos quais serão avaliados neste trabalho a partir: I- Da análise direta e indireta do fluxo trófico a qual é produzida por matriz computacional para biomassa e parâmetros bioenergéticos como consumo, excreção e respiração. II. Da simplificação da teia trófica que corresponde a cadeia linear de Lindeman (Field et al., 1989) com amostragem da eficiência do grupo ou sistema. Essa cadeia revela o total de fluxo de energia para cada nível trófico recebido para previsão de um ou todas as perdas para respiração e excreção. Isso é possível pela possibilidade criada no cálculo da eficiência trófica para cada nível. III. Os vários caminhos da reciclagem da matéria orgânica são obtidos a partir da análise do ciclo e no cálculo do FCI (Índice de Ciclagem finn) com citação da proporção da energia no sistema, essa é reciclada em relação ao total direto do sistema. IV- E o estabelecimento da posição trófica para o sistema.

Os índices gerados pelo software possibilitam ainda, a interpretação do nível do desenvolvimento e do grau de maturidade do sistema independentemente da quantidade total de relações deste que liga em toda parte os compartimentos tróficos, não sendo o foco deste trabalho no momento. No entanto, Rybarczyk e Elkaim (2003) recomendam que, antes de usar a análise da teia do método ECOPATH para o balanço do estoque de energia do ecossistema e o cálculo dos índices numéricos, é importante ter claro os conceitos teóricos de Odum (1969) e Ulanowicz (1986).

A utilização do ECOPATH neste trabalho para escrever o modelo e a estrutura da teia trófica, com intuito de entender o funcionamento dos ambientes proposto, teve como suporte principal à análise do conteúdo gástrico da ictiofauna amostradas nos ressacos Bilé e Manezinho nos anos de 2000 a 2001.

Material e métodos

Descrição da área

A planície aluvial do alto rio Paraná comporta diversos ambientes (Stevaux, 1993). No entanto, o uso intensivo dos corpos de água da bacia do rio Paraná e a construção de muitas represas estão influenciando as características limnológicas, e afetando a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas (Agostinho *et al.*, 1995).

Na planície de Inundação estão inseridos os dois ambientes objetos deste trabalho, os ressacos do Manezinho e do Bilé, ambientes estes localizados no interior da ilha Mutum, com características semi-lênticos, podendo ser considerados uma lagoa aberta, devido a sua conectividade com o rio Paraná. Estes diferem das lagoas abertas clássicas por apresentarem comunicação direta com o rio, enquanto as lagoas o fazem através de um canal ligando os dois ambientes. (fig.1).

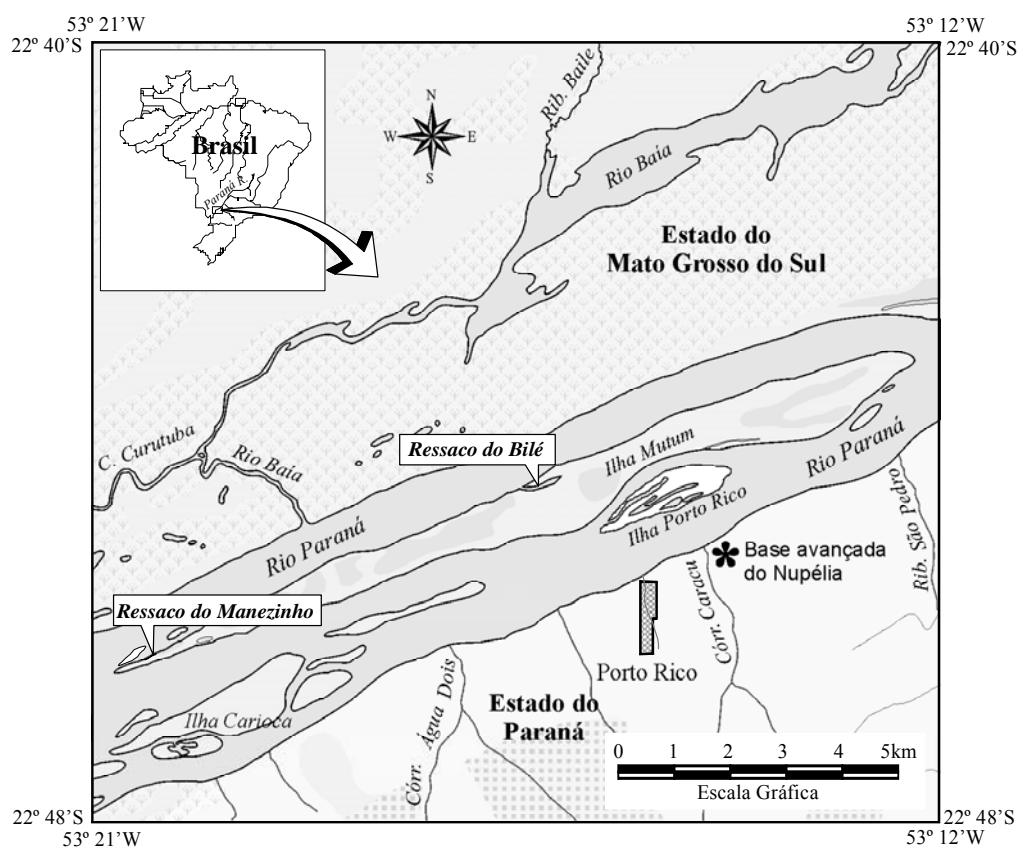


Fig. 1. Localização dos ressacos Manezinho e Bile na Ilha Mutum da área de planície de Inundação do rio Paraná

Elaboração do Modelo

Utilizou-se o software 5.0 para o delineamento da Teia trófica. Tendo como equação básica a de um modelo de sistema balanceado, onde o consumo de um predador (ou grupos) gera mortalidade de sua presa (ou grupos). A equação utilizada é a expressa abaixo:

$$B_i * P_{Bi} * E_{ei} - \sum_j (B_j * Q_{Bj} * D_{cji}) - E_{xi} = 0$$

Onde: B_i é a biomassa da presa (i); P_{Bi} é a produção/biomassa de (i); B_j =biomassa do predador (j); E_{ei} = eficiência ecotrófica de (i) ou seja a fração da produção do grupo consumida por predadores, isto é aproveitada na cadeia trófica, e normalmente varia de 0,7 a 99 para predadores (Polovina, 1984); Q_{Bj} = consumo/biomassa do predador (j); D_{cji} = fração da presa (i) na dieta do predador (j); E_{xi} = export de (i).

Descrição dos compartimentos

Os compartimentos foram estabelecidos a partir das espécies de peixes coletadas e analisadas quanto ao tipo de alimento presente nos estômagos dos peixes nos anos de 2000 a 2001 para os dois resacas. Por não haver similaridade trófica entre as espécies dos dois ambientes, os compartimentos não foram estabelecidos por grupos tróficos, e sim por espécies analisadas, com exceção dos compartimentos não peixes. Obtidos a partir da análise do conteúdo estomacal das espécies de peixes amostradas nos resacos foram estabelecidos os compartimentos: Fitoplâncton; Macrofita; Zooplâncton, Zoobento, outros insetos e outros peixes (tabela 1).

Tabela 1. Fonte dos dados dos compartimentos não peixes obtidos a partir da análise do conteúdo estomacal dos exemplares de peixes e da literatura disponível para os parâmetros Biomassa (B), Consumo por biomassa (Q/B), produção por biomassa (P/B) e eficiência ecotrófica (EE). Legenda: * Obtidos a partir da análise do Conteúdo gástrico dos peixes coletados. ** Dados utilizados do modelo de teia trófica para Planície de Inundação (Angelini & Agostinho, 2005).

Compartimentos não peixe	Composição dos Itens ingeridos pelos peixes a partir da análise do conteúdo estomacal*	Outros dados**
Fitoplâncton	Algas filamentosas	PB e EE
Macrofita	Resto de vegetal, fruto de polígono e semente	B, PB e EE
Zooplâncton	Copepoda, Cladocera, Decapoda, Acaro, Amphipoda e Tecameba	PB e EE
Zoobento	Tricoptera, Díptera, Hidracarina, Hemíptera, Nematoda, Conchostraca, Coleóptera, Gastropoda, Bivalvia, Neuroptera, Ephemeroptera, Odonata, Annelidae, Culicidae, Collembola e Ceratopogonidae	PB, QB e EE
Outros insetos	Hymnoptera, Psocoptera, Homoptera, Orthoptera e restos de insetos.	PB, QB e EE
Outros peixes	Fragmentos de peixes	PB, QB e EE

No modelo do ressaco do Bilé foram usados 20 espécies de peixes (tabela 2) e 13 espécies para o modelo do Ressaco do Manezinho (tabela 3), sendo que cada espécie representa um compartimento.

Tabela 2. Variáveis de entrada e resultados da modelagem do Ressaco do Bile (período de 2000-2001). Os valores em parênteses foram os estimados pelo programa. Legenda: Biomassa=(B); Produção por biomassa=(P/B); Consumo por Biomassa=(Q/B); Eficiência Ecotrófica=(EE); Produção por consumo=(G/E) e $\pm B(a)$ = Biomassa acumulada, n=número de exemplares de peixes utilizados para determinação dos parâmetros de entrada do ECOPATH. * Estimada a partir da área varrida média para cada espécie ($B=c/f*ar/X1$), onde: cf é a captura média em peso por unidade de esforço; ar é a área arrastada e X1 o coeficiente de capturabilidade =1,0 (Sparre & Venema, 1997).

Grupo	(B) t/Km ²	(P/B) t/Km ²	(Q/B) t/Km ²	(EE) t/Km ²	(G/E) t/Km ²	$\pm B(a)$ (t/Km ²) *	Nível trófico ECOPATH	n
Fitoplâncton	(1,434)	250	-	0,2	-	-	1	-
Macrofita	35	10	-	0,2	-	-	1	-
Perifiton	(0,983)	40	-	0,2	-	-	1	-
Zooplâncton	(0,296)	55	250	0,7	(0,22)	-	2	-
Zoobento	(0,393)	10,4	40	0,99	(0,26)	-	2	-
Outros insetos	(0,305)	25	250	0,99	(0,1)	-	2	-
<i>Apareiodon affinis</i>	(0,013)	0,765	15	0,99	(0,051)	0,01	3	60
<i>Aphyocharax anistsi</i>	(0,003)	1,320	20	0,99	(0,066)	0,004	3	84
<i>Aphyocharax sp</i>	(0,448)	0,609	19	0,99	(0,032)	0,27	3	84
<i>Astyanax altiparanae</i>	(0,038)	0,690	23	0,99	(0,03)	0,026	2,23	151
<i>Bryconamericus stramineus</i>	(0,010)	0,589	23	0,99	(0,026)	0,006	2,76	185
<i>Cichla monoculus</i>	(0,007)	0,681	6,6	0,99	(0,103)	0,005	2,99	128
<i>Hemigrammus marginatus</i>	(0,009)	0,900	25	0,99	(0,036)	0,008	2,87	294
<i>Hoplias aff.malabaricus</i>	(0,152)	0,400	6	0,99	(0,067)	0,06	2,99	238
<i>Hyphessobrycon eques</i>	(0,007)	0,689	29	0,99	(0,024)	0,005	2,98	113
<i>Iheringichthys labrosus</i>	(0,335)	0,211	6,1	0,99	(0,035)	0,07	3	18
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	(0,112)	0,180	6,6	0,99	(0,027)	0,02	2,15	418
<i>Metynnis cf.maculatus</i>	(0,576)	1,070	17	0,99	(0,063)	0,61	2,02	19
<i>Moenkhausia intermedia</i>	(0,052)	0,610	19	0,99	(0,032)	0,03	2,99	189
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	(0,011)	0,750	17	0,99	(0,044)	0,008	2,85	113
<i>Roeboides paranensis</i>	(0,005)	0,778	34	0,99	(0,023)	0,004	3	112
<i>Satonoperca pappaterra</i>	(0,585)	1,760	15	0,99	(0,117)	0,04	2,98	316
<i>Serrapinnus notomelas</i>	(0,008)	0,67	28	0,99	(0,024)	0,005	2,80	298
<i>Serrasalmus maculatus</i>	(0,281)	0,97	18	0,99	(0,054)	0,27	2,0,5	25
<i>Serrasalmus marginatus</i>	(0,106)	0,67	16	0,99	(0,042)	0,07	2,83	88
<i>Steidachnerina insculpta</i>	(0,07)	0,861	19	0,99	(0,045)	0,06	2,29	139
Detrito				(0,156)			1	

Tabela 3. Variáveis de entrada e resultados da modelagem do Ressaco do Manezinho (período de 2000-2001). Os valores em parênteses foram os estimados pelo programa. Legenda: Biomassa=(B); Produção por biomassa=(P/B); Consumo por Biomassa=(Q/B); Eficiência Ectotrófica=(EE); Produção por consumo=(G/E) e \pm Biomassa acumulada. n=número de exemplares de peixes utilizados para determinação dos parâmetros de entrada do ECOPATH. * Estimada a partir da área varrida média para cada espécie ($B=c/f*ar/X1$), onde: cf é a captura média em peso por unidade de esforço; ar é a área arrastada e X1 o coeficiente de capturabilidade =1,0 (Sparre & Venema, 1997).

Grupo	(B) t/Km ²	(P/B) t/Km ²	(C/B) t/Km ²	(EE) t/Km ²	(G/E) t/Km ²	\pm Biomassa acumulada (t/Km ²)*	Posição Trófica/ ECOPATH	n
Fitoplâncton	(0,505)	250	-	0,2	-	-	(1	-
Macrófita	35	10	-	0,2	-	-	1	-
Perifiton	(1,052)	40	-	0,2	-	-	1	-
Zoobento	(0,418)	10,4	40	0,99	(0,26)	-	2	-
Outros insetos	(0,187)	25	250	0,99	(0,1)	-	2	-
Outros peixes (onívoros)	(0,017)	5	33	-	(0,152)	-	2,55	-
<i>Astyanax altiparanae</i>	(0,038)	0,690	21	0,99	(0,035)	0,026	3	151
<i>Aphyocharax anisti</i>	(0,003)	1,320	29	0,99	(0,046)	0,004	3	84
<i>Aphyocharax</i> sp	(0,448)	0,609	28	0,99	(0,022)	0,27	2,74	84
<i>Bryconamericus stramineus</i>	(0,009)	0,589	24	0,99	(0,025)	0,006	2,99	185
<i>Hemigrammus marginatus</i>	(0,011)	0,900	19	0,99	(0,047)	0,01	2,99	294
<i>Hoplias aff.malabaricus</i>	(1,768)	0,400	7,7	0,99	(0,052)	0,7	2,99	238
<i>Hyphessobrycon</i> sp	(0,004)	0,689	19	0,99	(0,036)	0,003	3,55	192
<i>Moenkhausia intermedia</i>	(0,046)	0,610	20	0,99	(0,031)	0,028	2,265	189
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	(0,008)	0,750	17	0,99	(0,044)	0,006	2,93	113
<i>Odontostilbe</i> sp	(0,004)	0,700	19	0,99	(0,037)	0,003	2,97	40
<i>Satanoperca pappaterra</i>	(0,003)	1,760	11	0,99	(0,16)	0,005	2,80	316
<i>Serrapinnus notomelas</i>	(0,008)	0,67	9,6	0,99	(0,07)	0,005	3,01	298
<i>Steidachnerina insculpta</i>	(0,004)	0,861	7,7	0,99	(0,12)	0,004	2,88	139
Zooplâncton	(0,296)	55	250	0,7	(0,22)		2,0	
Detrito				(0,364)			1,0	

Os parâmetros da equação básica do Ecopath foram estimados conforme descrito a seguir:

A mortalidade natural (M) ou a Produção por biomassa (P/B), foi calculada pela relação empírica de Pauly (1980) pelo programa FISAT (FAO-ICLARM, 1996).

$$M = K^{0,65} * L_{\infty}^{-0,279} * T^{0,463}$$

Onde: M= Mortalidade natural (ano⁻¹); K= velocidade de crescimento (ano⁻¹); L_∞=Comprimento assintótico (cm); e T= temperatura média anual da água sendo de 24,3°C para o ressaco do Bilé e 25,2°C para o ressaco do Manezinho. Para determinação do K e L_∞ utilizou a metodologia proposta por Vazzoler (1996).

A biomassa não foi determinada neste modelo, mas sim fornecida pelo programa para os compartimentos dos dois ressacos, a partir do fornecimento da biomassa acumulada conforme Sparre & Venema (1997) para espécies de pequeno porte. Enquanto o consumo/biomassa (Q/B) foi obtido a partir da fórmula proposta por Pauly *et al.*, (1990).

$$Q/B = 10^{6,37} * 0,0313^T * W_{\infty}^{-0,168} * 1,38^P * 1,89HD$$

Onde: T = inversa da temperatura média da água (T= [1000(T média°C +273,15)]); HD corresponde ao índice do tipo de alimento, sendo H = 1 para herbívoros; D = 1 para detritívoros e iliófagos; e H = D = 0 para carnívoros e P é a variável para a categoria alimentar (1 para predador pelágico ou comedores de zooplâncton e 0 para outros tipos de alimento) e W_∞ é igual ao peso assintótico (gramas de peso úmido).

Nestes modelos devido à ausência dos dados de biomassa para os compartimentos estabelecidos, adotou-se a eficiência ecotrófica de 0,99 para os peixes, previsto na utilização do programa ECOPATH na ausência de um dos parâmetros necessários (B. P/B, Q/B).

Composição da dieta dos compartimentos

Os dados utilizados para determinação da matriz da composição da dieta dos compartimentos usados (tabela 4 e 5) foram obtidos a partir dos conteúdos gástricos analisados, com o auxílio de microscópio estereoscópicos, sendo os itens identificados até o nível taxonômico mais inferior possível e reagrupados posteriormente, como mostrados na tabela 1. Os cálculos, das frequências volumétricas e ocorrência foram obtidos pelos métodos propostos por Hynes (1950) e Hyslop (1980). O resultado das frequências de ocorrência (Fo) e volumétrico (Fv) foram combinados no índice de importância alimentar, IAI de Kawakami & Vazzoler (1980).

Tabela 5 Composição da dieta dos compartimentos do modelo do Ecopath para o Ressaco do Manezinho -Planície de Inundação.

presa/predador	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1 Fitoplankton		0,01	0,5	0,1				0,09	0,01				0,1	0,0			
2 Macrofitas				0,2				0,18	0,0		0,3				0,19		0,083
3 Perifiton		0,5		0,1													
4 Zoobento				0,2	0,10	0,1	0,0	0,1	0,2	0,3	0,0		0,2	1,0			0,020
5 Zooplankton				0,1	0,90	0,9	1,0	0,4	0,8	0,4		0,6	0,7		0,718	0,98	0,86
6 outros insetos				0,3		0,0		0,21	0,0	0,3		0,0			0,084		
7 outros peixes											1	0,01		0,0		0,03	
8 <i>Astyanax altiparane</i>																	
9 <i>Aphyocharax anisitsi</i>																	
10 <i>Aphyocharax sp</i>																	
11 <i>Bryconamericus stramineus</i>																	
12 <i>Hemigrammus marginatus</i>																	
13 <i>Hoplias aff.malabaricus</i>																	
14 <i>Hyphessobrycon sp</i>																	
15 <i>Moenkhausia intermedia</i>																	
16 <i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>																	
17 <i>Odontostilbe sp</i>																	
18 <i>Satanoperca pappaterra</i>																	
18 <i>Serrapinnus notomelas</i>																	
20 <i>Steindachnerina insculpta</i>																	
21 Detrito	0,5	0,99	0,5	0,1					0,01			0,01			0,01		0,04
Soma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Resultados

Os compartimentos em sua maioria apresentaram níveis tróficos baixos entre 2,0 a 2,8 para os dois rêsacos estudados, indicando que uma parte da dieta dos predadores consistem de organismos pertencentes no primeiro nível trófico (produtores primários e detrito). Espécies como *Astyanax altiparanae*, *Aphyocharax anisitsi*, *Aphyocharax sp*, *Serrapinnus notomelas* (Ressaco do Manezinho) e *Apareidon affinis*, *Iheringichthys labrosus*, *Aphyocharax anisitsi* e *Roeboides paranensis* ocuparam nível trófico mais alto (figura 2), porém não ultrapassando o terceiro nível trófico estabelecido nos dois ambientes.

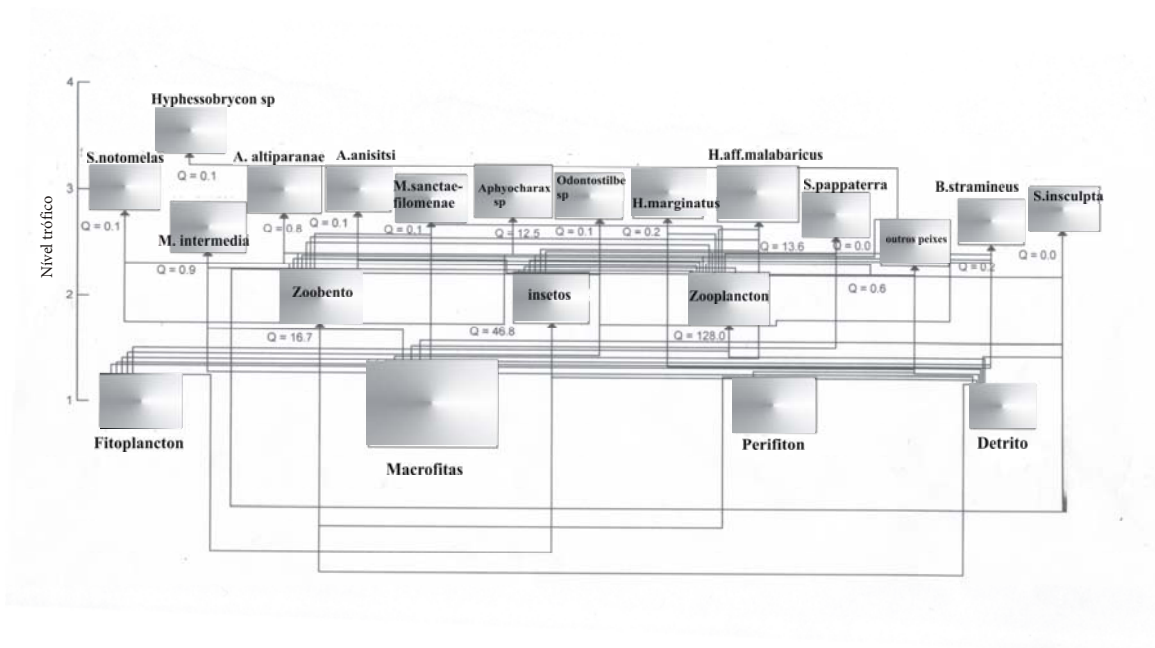


Figura 2. Teia trófica do Manezinho da planície de inundação do alto rio Paraná (2000-2001). Estão ilustrados os fluxos Q-consumo, fluxo de energia (seta) e os níveis tróficos. Os nomes das espécies de peixes por extensos estão elucidados na tabela 2.

Quanto aos fluxos de energia, os maiores valores detectados no sistema Manezinho ocorreram do fitoplâncton para o zooplâncton ($Q = 128$); seguido pelo compartimento outros peixes para *Hoplias aff. malabaricus* ($Q = 13,6$) e do outros insetos para *Aphyocharax sp* ($Q = 12,5$). Enquanto que no ressaco do Bil , os maiores fluxos ocorreram do compartimento macrofitas para outros insetos; do fitoplâncton para o zooplâncton, e em rela o aos compartimentos dos peixes o maior fluxo foi de $Q = 13$ do compartimento Detrito para a espécie *Steindachnerina insculpta*. (fig.3).

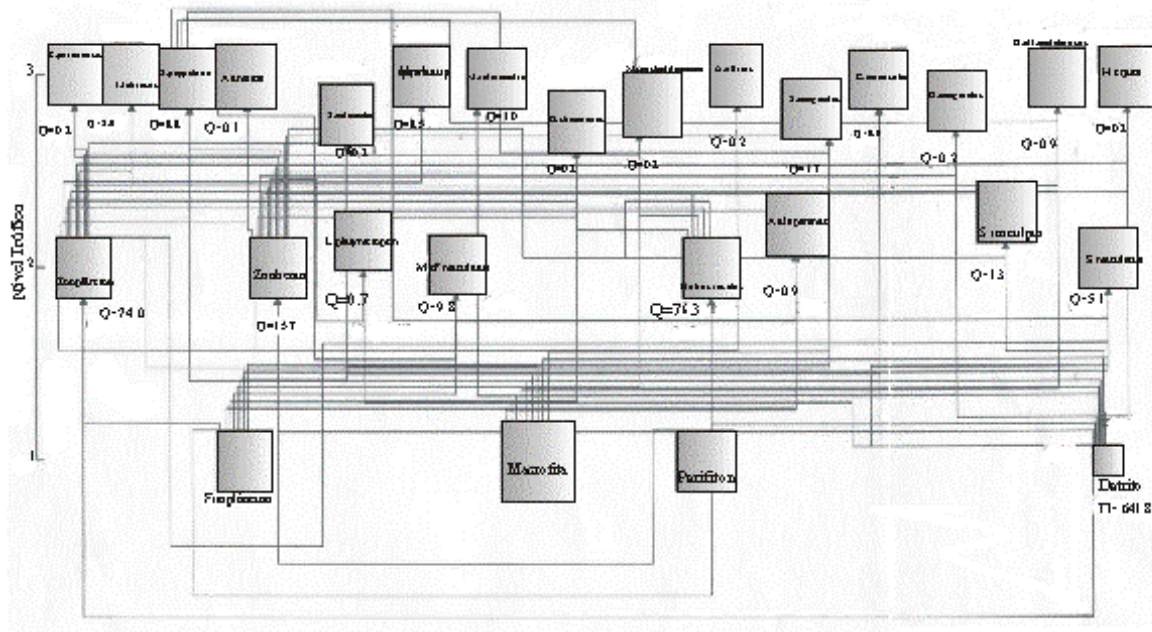


Figura 3. Teia trófica do Bilé da planície de inundação do alto rio Paraná (2000-2001). Estão ilustrados os fluxos Q-consumo, fluxo de energia (seta) e os níveis tróficos. Os nomes das espécies de peixes por extensos estão elucidados na tabela 2.

As estatísticas referentes aos ambientes são apresentadas na tabela 6. Onde constatou que os valores foram muito próximos para os dois ambientes (Bilé e Manezinho) em relação ao índice de ciclagem Finn (1,74 e 1,22), Biomassa total (41,28 e 40,04t/km²), Índice de conectância (0,107 e 1,140), com exceção do índice Onívoria para o ressaco do Bilé, apesar pouco expressivo foi maior (0,096) quando comparado com o ressaco do Manezinho cujo índice foi de 0,040.

Tabela 6. Estatísticas do modelo do Ecopath para os ecossistemas :Ressaco do Bile e do Manezinho em ambientes de planície de Inundação do rio Paraná.

Parâmetros	Ressaco do Bile	Ressaco do Manezinho
Soma dos consumos	208,197 t/km ² /ano	220,86 t/km ² /ano
Soma das exportações	541,381 t/km ² /ano	275,474 t/km ² /ano
Soma dos fluxos respiratórios	139,167 t/km ² /ano	172,38 t/km ² /ano
Soma dos fluxos para detrito	641,762 t/km ² /ano	43,36 t/km ² /ano
Transferência Total do Sistema	1531,00 t/km ² /ano	1102,00 t/km ² /ano
Soma das produções	778,00 t/km ² /ano	556 t/km ² /ano
Produção primaria liquida calculada	747,856 t/km ² /ano	518,36 t/km ² /ano
Produção primaria/respiração total	5	3
Produção primaria/produção total	18,13	12,94
Biomassa total	41,283 t/km ² /ano	40,045 t/km ² /ano
Índice de conectancia	0,107	0,140
Índice de Omnivoria	0,096	0,040
Ascendência (%)	40,45	45,29
Overhead (%)	59,5	54,70
Índice de ciclagem de finn (%)	1,74	1,22

Tendo com base, a análise do conteúdo estomacal das espécies de peixes coletadas nos ressacos, os dois ambientes apresentaram os mesmo compartimentos basais: Fitoplâncton, Macrofitas, Perifiton e Detrito. Quanto às espécies de topo foram identificadas uma para o ressaco do Manezinho, *H.aff.malabaricus*, e quatro espécies para o ressaco do Bilé, *H.eques*, *H.aff.malabaricus*, *S.marginatus*, *C.monoculus*. Enquanto que as espécies, consideradas intermediarias foram em maior número nos dois ambientes ou seja, 12 no ressaco do Manezinho e 16 no ressaco do Bilé.

Discussão

O sistema de lagoas (ressacos) não difere de outros ambientes (marinhos e dulcícolas) já estudados uma vez, que evidenciou a importância dos grupos de bases da cadeia trófica (produtores primários) concordante com os resultados obtidos para a planície por Lopes, Benedito-Cecilio & Takeda (2003). Atribuído provavelmente devido à conectividade direta com o rio Paraná favorecendo o aporte de matéria orgânica e possibilitando o aumento da biomassa dos produtores primários e conseqüentemente a manutenção das espécies de peixes de pequeno porte e de indivíduos jovens da planície de inundação.

A partir do Ecopath 5.0, foram estimados os valores de biomassa para os compartimentos que não foram possíveis detectar a partir dos dados disponíveis. Porém os valores obtidos não diferem dos estimados por Angelini (2001) para algumas espécies encontradas na planície de inundação do alto rio Paraná, evidenciando uma biomassa baixa, provavelmente devido à dispersão dessas espécies de pequeno porte nos diversos habitats (lagoas abertas e ou fechadas; ressacos, canais e rios) da planície.

Quanto à biomassa dos compartimentos não peixe, constatou que os valores estimados pelo programa foram maior para os não peixes (Fitoplâncton e Perifiton), considerando que esses grupos localizam-se em posições tróficas relativamente inferiores. Na maioria das vezes a estimativa da biomassa deste dois grupos: Fitoplâncton e Perifiton, irão determinar o quanto o sistema é capaz de sustentar os níveis mais altos.

Para essa análise, o conhecimento da abundância das espécies ou grupos taxômicos é básico para a avaliação dos fluxos de matéria e energia do sistema. No entanto, a forma como esses dados estão disponibilizados, muitas vezes inviabilizam a análise, sendo necessário a padronização dessa variável (abundância), pois em alguns grupos esses dados são fornecidos em peso úmido, sendo necessário realizar as convenções para chegar a uma unidade utilizada pelo programa (t/km^2 ; g/m^2 , k/m^2 e j/m^2)

As fontes de matéria orgânica que mantêm as cadeias alimentares e a posição trófica das espécies de peixes da planície de inundação do Paraná, vêm sendo abordadas por trabalhos de Benedito-Cecilio *et al.*, (2002) e Hahn *et al.*, (1997), evidenciando que as espécies utilizam enorme número de caminhos alimentares, como constatado também neste trabalho para os dois ambientes. Porém, em relação à posição trófica de algumas espécies de peixes, difere do estabelecido nos estudos com isótopos estáveis, uma vez que com a utilização desse instrumento de análise, algumas espécies chegaram a ocupar o quarto nível trófico em diferentes ambientes da planície, enquanto neste trabalho não ultrapassaram o terceiro nível. Porém, ressalta-se que, o ambiente estudado neste trabalho, difere dos demais devido as suas peculiaridades, ou seja por abrigar espécies jovens e de pequeno porte com marcante ontogenia como ilustrados por Santin, Bialetzki & Nakatani (2004).

A conectância é uma medida do número de ligações observadas no nível trófico em relação ao número de ligações observadas no sistema, isto é possível a partir da

estimativa do número de ligações possíveis de ocorrer. A conectância pode ser usada como medida para a determinação da estrutura das cadeias tróficas (Pauly, Soriano e Palomares 1993), e tem como definição o número de interações que existem em uma rede (teia) dividido pelo número de interações possíveis (Martinez 1991). Seu valor é uma média proporcional do nicho espacial explorado por cada espécie (Warren, 1995).

O Valor do índice de conectância encontrado para os dois ressacos indicou menor força de interação trófica no ressaco do Bilé que no Manezinho, deduzindo que a teia de do Manezinho seria mais complexa. Ou ainda que, devido a um distúrbio a conectância foi eliminada entre dois componentes ou mais, sendo estabelecido um novo caminho (Baird et al., 1991).

Enquanto que o índice de omnivoria expressa a variância dos níveis tróficos das presas consumidas por compartimento e varia de 0 a 1 (Rocha,1998), sendo que um valor igual a zero (0) indica o consumo de presas de mesmo nível trófico, enquanto que um valor igual ou próximo de 1 indica que os alimentos ingeridos provêm de vários níveis (Pauly, Soriano e Palomares,1993). No modelo dos ressacos, esse índice não chegou a alcançar sequer o valor de 0,1 (zero vírgula um), sendo considerando um valor baixo indicando que um grupo consome, geralmente, presas do mesmo nível trófico.

Quanto aos componentes da teia trófica têm-se verificado uma maior proporção de espécies intermediárias quando comparadas com as espécies: basal e de topo. Não sendo diferente para os dois ambientes estudados neste trabalho. Isso pode ser justificada, segundo Petchey et al., (2003) por dois fatores: primeiro, por a base de muitas cadeias tróficas aquáticas, especialmente em sistemas bênticos ser geralmente constituída por matéria orgânica morta (detrito) associada ainda, a microalgas e organismo heterotróficos e; segundo devido à agregação em grupos das espécies basais por exemplo os compartimentos de perifiton e fitoplâncton.

Conclusão

O modelo trófico estabelecido para os ressacos evidenciou uma teia alimentar curta com poucos níveis tróficos, e com baixos índices de onívoros e de conectância ou seja o esperado para ambientes de planície para comunidades ictílicas.

E necessário, ainda enfatizar que apesar do instrumento (ECOPATH), possibilitar a visualização e ou delineamento da teia trófica de um ambiente, o mesmo

é trabalhoso, sendo importante a sua utilização quando o objetivo for relacionado a trofodinâmica e não apenas para o simples delineamento da teia.

Sendo uma das dificuldades para a utilização do programa, a ausência de dados padronizados disponíveis que poderia direcionar para a obtenção dos parâmetros como: Biomassa, consumo por biomassa e produção por biomassa dos compartimentos não peixes: Zooplâncton, Zoobento e fitoplâncton, necessários para a execução do programa, ou mesmo quando divulgados, estão em sua maioria, na forma de gráficos o que dificulta a sua aplicação e uma análise mais detalhada da trofodinâmica nos sistemas de planície.

Agradecimentos

Ao Programa de Estudo de longa Duração -PELD/CNPq e pela CAPES pelo apoio financeiro; ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA) da Fundação Universidade estadual de Maringá, pelo suporte logístico, técnico e científico. E aos doutores e técnicos administrativos do Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pelas contribuições e apoio.

Referências Bibliográficas

Arim, M & Marquet, P.A. 2004. Intraguild predation: a widespread interaction related to species biology. *Ecology Letters* 7:557-564.

Agostinho, A. A. *et al.*, 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J.G. *et al.*, (eds). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Limnological Society. p. 59-103.

Angelini, R. & Agostinho, A.A. 2005. Food web model of the Upper Paraná river Floodplain: description and aggregation effects. *Ecological Modelling*, 181:109-121.

Angelini, R. 2001. Desenvolvimento de ecossistemas: A planície de inundação do alto rio Paraná e o reservatório de Itaipu. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 140p.

Angelini, R; Petrere, M. JR. 1996. The ecosystem of Broa Reservoir, São Paulo State, Brazil, as described using ECOPATH. *Naga. ICLARM Q.*, Manila, 2(19): 36-41.

Benedito-Cecilio, E.; C.A. Lopes; E.C.S. Dourado; G.I. Manetta; M.F. Gimenes; A.E.A. Faria.; R.P. Pinheiro & L.A. Martinelli. 2002. Estrutura trófica das Assembléias de Peixes da Planície de Inundação do alto rio Paraná: Uso de isótopos estáveis. In: A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: relatório do Programa PELD/CNPq, p131-135.

Baird, D., Mcglade, J. M.; Ulanowcz, R. E. 1991. The comparative ecology of six marine ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London*, n. 333: 15-29.

Briand, F.; Cohen, J.E. 1984. Community food webs have scale-invariant structure. *Nature* 307: 264-266.

Christensen, V. 1992. Network analysis of trophic interactions in aquatic ecosystems. Tese de doutorado. Royal Danish School of pharmacy, Copenhagen, 55p + apêndices. In: Rocha, G.R.A. 1998. Modelo quantitativo das interações tróficas da plataforma continental de Ubatuba (SP), Brasil. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo USP, 110p.

Christensen, V.; D. Pauly. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecol. Appl.* 8: 104– 109.

Closs, G.P.; Donnelly, P.; Watterson, G. 1993. Constant predator-prey ratios: a mathematical artifact? *Ecology* 74: 238-243.

Santin, F.; Bialetzki, A. & Nakatani, K.. 2004. Mudanças ontogênicas no trato digestório e dieta de *Apareidon affinis* (Steidachner, 1879) (Osteichthyes, Parodontidae). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 3(26):291-198.

FAO-ICLARM, 1996. Stock Assessment Tools. User's Manual. Ed: FAO-ICLARM, Roma, 123 p.

Field, J. G.; Wulff, F.; Mann, K. H. 1989 . The need to analyse ecological networks. In Wulff,F.; Field, J. G. ; Mann, K. H. (Eds.), Network Analysis in marine ecology: methods and applications. Coastal and estuarine studies. Berlin: Springer. p.3-12.

Hahn, N.S.; I.F. Andrian,; R. Fugi; V.L.L. Almeida. 1997. Ecologia trófica. pp.209-228. In: Vazzoler; A.E.A. de M.; A. A.Agostinho. & N.S. Hahn.(Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM/NUPELIA.

Hall, S.J.; Raffaelli, D. 1991. Food web patterns: lessons from a species-rich web. *Journal of Animal Ecology* 60: 823-42.

Hasting, A. 1988. Food web theory and stability. *Ecology*, 6(69): 1665-1668.

Hershey, A.E.; Peterson, B.J. 1996. Stream food webs. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego.

Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal Animal Ecology*., 19(1):36-58.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. *Journal Fish Biology*, 17(4):411-429.

Kawakami, E. & G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim Instituto Oceanográfico*. São Paulo, 29 (2):205-207.

Lawton, J.H. 1989. Food webs. In: Cherret, J.M. *Ecological concepts*. Blackwell science, Oxford.

Lopes, C.A.; E.Benedito-Cecilio & A. M.Takeda. 2003 .Fontes de energia e estrutura trófica da ictiofauna exploradora de fundo da planície de inundação do alto rio Paraná.In: A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá: relatório do Programa PEL/CNPq.p101-108.

Martinez, N. D.1991. Artifacts or Attributes? Effects of Resolution on the Little Rock Lake Food Web. Ecological monographs, [S.I.] 4(61), p. 367-392.

Martinez,N.D.1993. Effects of resolution on food web structure. Oikos 66:403-412.

Odum, E.P.1969. The strategy of ecosystem development. Science, 104:269-270.

Petchey, O.L.; Downing, A.L.;Mittelbach, G.G.; Persson, L; Steiner C.F.; Warren P.H & Woodward G. 2004. Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. Oikos, 104:467-478.

Paine, R.T. Preface. In: Polis, G.A.; Winemiller, K.O. 1996. Food webs – integration of patterns and dynamics. Chapman & Hall, New York.

Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality,growth parameters, and mean environmental temperature in 175fish stocks. Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer 39(3): 175-192.

Pauly, D.; V.Christensen & V.Sambilay.1990. Some features of fish food consumption estimatives used by ecosystem modellers. ICES Counc.Meet,G;17:1-8.

Pimm, S.L.; Lawton, J.H.; Cohen, J.E. 1991. Food web patterns and their consequences. Nature 350: 669-74.

Pauly, D.; Soriano, M.; Palomares, M. L. 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Christensen, V., Pauly, D. (Eds.), Trophic Models of Aquatic Ecosystem Models. [S.I.]:ICLARM.

Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*,3:1-11.

Rocha,G.R.A. 1998. Modelo quantitativo das interações tróficas da plataforma continental de Ubatuba (SP), Brasil. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo USP, 110p.

Rybarczyk, H; Elkaim,B. 2003. An analysis of the trophic network of a macrotidal estuary: the Seine Estuary (Eastern Channel, Normandy, France). *Estuarine,Coastan and Shelf Science* [S.I.], n.58 p.775-791.

Schmid-Araya, J. M.; Schmid, P. E.; Robertson, A.; Winterbottom, J.; Gjerlov, C.; Hildrew, A. G. 2002. Connectance in stream food webs. *Journal of animal ecology*, 71:1056-1062.

SILVA Jr., U. L. da. 1998. Análise da produção pesqueira de um lago de várzea do Baixo Amazonas, através de um modelo de balanço de massas., Manaus-AM, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Dissertação.

Sparre, P& S.C. Venema.1997. Introdução a avaliação de mananciais de peixes tropicais Parte 1: Manual FAO. Doc. Técnico sobre peixes. N. 306/1, Rev.2, Roma: FAO, 404p.

Stevaux, J.C.1993. O rio Paraná, geomorfogênese, sedimentação e evolução quartenária do seu curso superior (região de Porto Rico). Tese de Doutorado.Universidade de São Paulo, São Paulo, 242p.

Tavares-Cromar A. F. & Williams D. 1996.The importance of temporal resolution in food web analysis: evidence from a detritus-based stream. *Ecological Monographs* 66: 91–113.

Tilman, D. 1999. The ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 5(80):1455-1474.

Thompson, R.M.; Townsend, C.R. 2000. Is resolution the solution? The effect of taxonomic resolution on the calculated properties of three stream food webs. *Freshwater Biology* 44: 413–422.

Ulanowicz, R. E. 1986. *Growth and development: ecosystems phenomenology*. New York: Springer Verlag, 203 p.

Vazzoler, A.EA.1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteo: teoria e prática*. Maringá: EDUEM.

Warren, P. H. 1995. Estimating morphologically determined connectance and structure for food webs of freshwater invertebrates. *Freshwater Biology* 33: 213-221.

Wolff, M. 1994. A trophic model for tongoy Bay- a system exposed to suspended scallop culture (Northern Chile). *Jornal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 182:149-168.

Lista de figuras e tabelas

Tabela 1. Fonte dos dados dos compartimentos não peixes obtidos a partir da análise do conteúdo estomacal dos exemplares de peixes e da literatura disponível para os parâmetros Biomassa (B), Consumo por biomassa (Q/B), produção por biomassa (P/B) e eficiência ecotrófica (EE).

Tabela 2. Variáveis de entrada e resultados da modelagem do Ressaco do Bilé (período de 2000-2001). Os valores em parênteses foram os estimados pelo programa.

Tabela 3. Variáveis de entrada e resultados da modelagem do Ressaco do Manezinho (período de 2000-2001). Os valores em parênteses foram os estimados pelo programa.

Tabela 4. Composição da dieta dos compartimentos do modelo do Ecopath para o Ressaco do Bilé -Planície de Inundação.

Tabela 5. Composição da dieta dos compartimentos do modelo do Ecopath para o Ressaco do Manezinho -Planície de Inundação.

Tabela 6. Estatísticas do modelo do Ecopath para os ecossistemas :Ressaco do Bilé e do Manezinho em ambientes de planície de Inundação do rio Paraná.

Fig. 2. Teia trófica do ressaco do Manezinho da Planície de inundação do alto rio Paraná (2000-2001). Estão ilustrados apenas os principais fluxos (Q =consumo) , fluxo de energia (seta) e os níveis tróficos. Os nomes das espécies de peixes por extensos estão elucidados na tabela 2.

Fig. 3. Teia trófica do ressaco do Bilé da Planície de inundação do alto rio Paraná (2000-2001). Estão ilustrados apenas os principais fluxos (Q =consumo) , fluxo de energia (seta) e os níveis tróficos. Os nomes das espécies de peixes por extensos estão elucidados na tabela 2.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)