

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

**ANÁLISE DA COMUNIDADE DE PEIXES E DA TEIA TRÓFICA DE UM
TRECHO DO RIO CORRENTE - GO**

Gustavo Ribeiro Aloisio

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

GOIÂNIA - GO - BRASIL

Junho - 2006

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO

Gustavo Ribeiro Aloisio

**ANÁLISE DA COMUNIDADE DE PEIXES E DA TEIA TRÓFICA DE UM
TRECHO DO RIO CORRENTE - GO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução do Instituto de Ciências biológicas da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Evolução.

Orientador: Profº. Dr. Ronaldo Angelini

GOIÂNIA – GO – BRASIL

2006

Agradecimentos:

A UFG e seu programa de mestrado em Ecologia e Evolução pelos ensinamentos.

Aos professores e colegas do curso de pós-graduação, pelos agradáveis momentos de discussão e amizade.

Ao Centro Tecnológico de Engenharia (CTE) pelo financiamento das coletas, em especial ao Eng. Fausto Nieri pelo apoio e incentivo.

Ao Dr. Ronaldo Angelini, pela amizade firmada, confiança depositada desde o início e ao longo destes anos, que compartilhou sua experiência através da orientação.

Ao Dr. Heraldo Britski pela identificação das espécies coletadas neste estudo.

Aos meus pais (Aloisio e Irany) pelo incentivo nos estudos durante toda minha vida, apoio financeiro e ensinamentos passados.

Aos meus irmãos Robledo e Dayane pelo companheirismo, carinho e incentivo.

Ao amigo Flávio César por toda amizade, apoio e colaboração nas coletas.

Aos amigos Pablo e Manoel pelos estudos conjuntos para o ingresso neste programa.

A Carol por toda amizade e ajuda.

Aos amigos (a) Thiago Pacheco, Estevão, Frederico, Nilton, Mary, Ana e demais estagiários (a) da UEG pela colaboração durante todas as coletas.

Ao amigo Durval França por compartilhar suas experiências de campo desde o início de minha carreira ictiológica.

Sumário:

1. CAPÍTULO I: Análise da comunidade ictíca do Rio Corrente: diversidade, atividade reprodutiva e hábitos alimentares.

1.1. Resumo.....	1
1.2. Abstract.....	2
1.3. Introdução.....	3
1.4. Área de estudo.....	4
1.5. Materiais e Métodos.....	5
1.6. Resultados.....	11
1.7. Discussão.....	17
1.8. Referências Bibliográficas.....	21

2. CAPÍTULO II: Estrutura Trófica de um trecho do rio Corrente-GO, analisada pelo programa Ecopath.

2.1. Resumo.....	25
2.2. Abstract.....	26
2.3. Introdução.....	27
2.4. Área de estudo.....	28
2.5. Materiais e Métodos.....	28
2.6. Resultados.....	34
2.7. Discussão.....	40
2.8. Considerações finais.....	42
2.9. Perspectivas de trabalho.....	43
2.10. Referências bibliográficas.....	44

Capítulo I – Análise da comunidade ictíica do Rio Corrente: diversidade, atividade reprodutiva e hábitos alimentares.

Resumo:

Neste estudo da ictiofauna realizado no rio Corrente, afluente do rio Paranaíba-bacia do Paraná, nos municípios de Aporé, Serranópolis e Itarumã (Sudoeste Goiano). Foram realizadas cinco coletas no período de junho de 2003 a junho de 2005. A amostragem foi executada em 8 pontos distribuídos no leito do rio, córregos e remansos marginais, em cada ponto foram utilizadas dezesseis redes de espera divididas em duas estações, com as seguintes malhas (entre nós opostos): 12, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60mm. As redes eram vistoriadas no período da manhã e no final do dia. Os resultados mostraram que foi capturado 8 espécies e a mais abundante é o *Astyanax altiparanae*, o índice de Shannon-Wiener demonstrou baixa diversidade, o índice de Morisita indicou que há uma alta similaridade entre rio, córrego e remansos; E a reprodução aconteceu praticamente toda no período chuvoso com exceção do *Brycon nattereri* que se reproduziu no período da seca; a avaliação dos hábitos alimentares demonstrou a existência de espécies piscívoras, herbívoras, detritívoras e insetívoras, que ocorre para 3 espécies.

Palavras chave: ictiofauna, rio, diversidade, atividade reprodutiva, hábitos alimentares.

Abstract:

In this work, fishes of Corrente river, affluent of Paranaíba River (Paraná basin, Brazil), were studied. Five surveys in the period of June of 2003 had been carried out until June of 2005. The sampling was executed in 8 points distributed in the stream, riverbed and lagoon. In each point had been used a set of gillnets with different mesh size (between 12 and 60mm opposite knots). The nets were inspected in the morning and the end of the day. The results had shown that 8 species were captured and the most abundant specie is *Astyanax altiparanae*; Shannon-Wiener index demonstrated diversity low; Morisita index indicated that there are high similarity between river, stream and lagoons; all species reproduce in the rainy season with exception of the *Brycon nattereri*; it is demonstrated the existence of piscivores species, herbivores, insectivores and detritus feeders.

Key words: ictiofauna, river, diversity, reproduction.

Introdução:

O estudo das comunidades de peixes de um curso d'água é primordial para o conhecimento da diversidade de espécies, e suas interações com o habitat, o que auxilia na conservação dos rios que estão entre os ecossistemas mais influenciados pelo homem na terra (Poff *et al.*, 1997).

Os processos biológicos entre os organismos aquáticos (predação intra e interespecífica, atividade reprodutiva e hábito alimentar) e os fatores ambientais, como as características limnológicas e a estrutura do habitat, são apontados como os principais responsáveis pela estrutura da comunidade ictícas presentes nos diferentes tipos de ambientes (ou habitat), de um mesmo ecossistema ou região biogeográfica (Meffe & Sheldon, 1988; Tejerina-Garro, 1996; Castro & Casatti, 1997).

O entendimento dos fatores que controlam a diversidade local de espécies é uma das questões centrais em ecologia de comunidades e na biologia da conservação. Diversas hipóteses têm sido consideradas responsáveis para explicar as variações na riqueza de espécies dentro de um mesmo habitat (Palmer, 1994), incluindo fontes bióticas e abióticas, que atuam em escalas locais e regionais (Ricklefs, 2004).

Delariva (2002) afirma que as interpretações ecológicas acerca da estrutura de uma comunidade, resultam do conhecimento de como essas populações estão distribuídas no ambiente, e de como exploram os diferentes recursos alimentares.

O estudo da utilização do alimento, além de propiciar um campo interessante para a discussão de aspectos teóricos como a substituição das espécies ao longo do tempo, do espaço ou do nicho trófico (Schoener, 1974), atende a outros propósitos, como o conhecimento básico da biologia das espécies, a compreensão da organização trófica do ecossistema e suas interações, como a predação e a competição (Herrán, 1988). A partilha de recursos tem sido sugerida como um dos processos responsáveis pela estruturação da comunidade (Schoener, 1986), além de facilitar o entendimento dos fatores que controlam a distribuição e a abundância dos organismos (Ross, 1986).

Um outro importante fator biótico que influencia nas comunidades é a reprodução, pois o seu sucesso depende a manutenção de populações viáveis (Agostinho *et al.*, 1995).

Segundo Wootton (1984), o sucesso reprodutivo de um peixe depende de onde e quando ele se reproduz além do recurso alocado para a reprodução. Dessa forma, a reprodução deverá ocorrer no período em que a produção de descendentes, durante a vida do peixe, seja maximizada. Estes aspectos induzem analisar o período mais intenso de reprodução das espécies encontradas no ambiente.

Não excluindo os fatores abióticos Tejerina-Garro *et al.* (1998) e Petry *et al.* (2003) citam que padrões não-aleatórios na estrutura das assembléias de peixes, correlacionados, basicamente, com características abióticas do ambiente (fatores físicos e químicos), podem variar em escala local.

Vannote *et al.* (1980) criaram o conceito do rio contínuo, influenciando na distribuição espacial de organismos aquáticos e no fluxo de nutrientes, que se alteram no sentido nascente-foz formando um gradiente longitudinal, na qual a diversidade e composição das espécies altera-se influenciada pela vegetação e tamanho do rio, entre outras variáveis. Tejerina-Garro (2001) diz que esta é uma visão, multidimensional e que cada rio tem sua morfologia própria controlada pela hidrologia e geomorfologia.

Durante décadas, muita atenção foi centrada para questão da alteração da diversidade das espécies que afetava o funcionamento dos ecossistemas Loreau *et al.* (2002), e os bens e serviços promovidos à sociedade Daily *et al.* (2000).

As comunidades de peixes são uma das principais vítimas do processo da degradação ambiental. As modificações nos habitats influenciam diretamente as funções biológicas de cada espécie, ou seja, na alimentação, reprodução, migração e crescimento, além do possível desaparecimento de espécies que não são tolerantes às novas condições (Böhlke *et al.*, 1978;Lowe-McConnell, 1999).

O objetivo deste estudo é avaliar a estrutura da população ictífica de um trecho do rio Corrente (GO), analisando a diversidade, distribuição, atividades reprodutivas e hábitos alimentares.

Área de estudo:

A bacia do rio Corrente, afluente pela margem direita do rio Paranaíba, está localizada entre os paralelos 17°35' e 19°18' de latitude sul e os meridianos 50°50' e 53°10'

de longitude oeste. Corresponde a uma área de drenagem da ordem de 8000 km². O rio Corrente tem sua foz entre o reservatório de Ilha Solteira e o de São Simão, apresentando a dominância de ambientes de águas rápidas e cristalinas com elevada energia hidrodinâmica. A fisiografia do rio em todo o seu percurso apresenta cachoeiras de até 25 metros de altura, saltos de 2 a 3 metros e áreas de remansos, sendo suas nascentes próximas ao Parque das Emas, no sudoeste Goiano.

O trecho de rio estudado situa-se a partir de 500 m abaixo da cachoeira de Itumirim seguindo a jusante aproximadamente 34 Km. A área de estudo tem aproximadamente 28 km de rio, sendo que o ponto de coleta mais a jusante, possui como referência as coordenadas 18°40' de latitude sul e 51°51' de longitude oeste, situando-se aproximadamente 225km da foz, no rio Paranaíba. A Figura 1 mostra a localização da área no estado de Goiás e de cada ponto de coleta. A Tabela 1 apresenta a localização e descrição dos 8 pontos com 16 estações distribuídos em ambientes de rio, córregos e remansos marginais.

Esta área está parcialmente recoberta por variadas formações vegetais, como matas ciliares e de galeria, matas aluviais, formações savânicas típicas e áreas antropizadas com pastagens e lavouras estendendo-se por terras dos municípios goianos de Itarumã, Serranópolis e Aporé.

Materiais e métodos:

As amostragens foram realizadas em maio de 2003 (seca), setembro de 2004 (seca), dezembro de 2004 (chuvoso), março de 2005 (chuvoso) e junho de 2005 (seca). Foram utilizadas redes de espera (malhas 12, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60 mm entre nós opostos) por estações, em 8 pontos de coletas divididos em duas estações cada ponto. As malhadeiras foram instaladas nas margens esquerda e direita, sempre observando a melhor abertura das redes. Elas ficaram expostas por 24 horas (6:00h as 6:00h da manhã), com despescas ao amanhecer (6:00h) e ao entardecer (6:00h). Após as despescas os peixes eram separados em sacos plásticos, encaminhados para um laboratório, para identificação das espécies. Uma parte deste material foi enviada ao Museu de Ictiologia da USP.

Tabela 1. Pontos de coleta, tipo de ambiente amostrado e coordenadas geográficas no Rio Corrente (GO).

Pontos de coleta	Tipo de ambiente	latitude	longitude
P1A	Leito do rio	18°40' 43''	51°51' 34''
P1B	Leito do rio	18° 40' 43''	51° 51' 25''
P2A	Leito do rio	18° 40' 17''	51° 52' 51''
P2B	Leito do rio	18° 39' 53''	51° 52' 53''
P3B	Leito do rio	18° 37' 57''	51° 54' 39''
P5A	Leito do rio	18° 35' 47''	51 57' 14''
P5B	Leito do rio	18° 35' 47''	51° 57' 21''
P7A	Leito do rio	18° 34' 26''	51° 59' 18''
P7B	Leito do rio	18° 34' 25''	51° 59' 17''
P8B	Leito do rio	18° 33' 35''	52° 1' 11''
P4A	Córrego São Domingos	18° 45' 11''	52° 13' 50''
P4B	Córrego São Domingos	18° 46' 0,6''	52° 13' 55''
P6A	Córrego Cachoeira do Corrente	18° 33' 53''	52° 1' 32''
P6B	Córrego Cachoeira do Corrente	18° 33' 50''	52° 1' 39''
P3A	Remanso	18° 15' 12''	51° 55' 0,7''
P8A	Remanso	18° 34' 0,7''	52° 0' 43''

A área amostrada se resume em rio sendo este de águas caudalosas possuindo na sua maioria substrato rochoso, remansos, algumas áreas onde as águas não seguem completamente o leito do rio formando áreas com ambientes lênticos margeando o rio com presença de macrófitas e córregos de águas rápidas e substrato rochoso.

Além da medição (comprimento total e padrão) e peso, eram retirados os estômagos (para análise de conteúdo), avaliados os estádios reprodutivos e finalmente fixados em solução de formalina a 10% e transferidos para álcool 70% de acordo com estudo da pesca experimental por Agostinho, (1998).

A análise dos estômagos foi realizada sob microscópio estereoscópico e identificada até o menor nível taxonômico possível. Os volumes eram obtidos por deslocamento da coluna d'água, utilizando uma bateria de provetas graduadas. Para volumes menores era utilizada uma placa milimetrada onde o volume é obtido em mm³ e posteriormente transformado em ml (Hellawell & Abel, 1971).

Para a quantificação do conteúdo estomacal foi utilizado o índice alimentar (IA_i), proposto por Kawakami & Vazzoler (1980) e descrito pela equação:

$$IA_i = \frac{F_i * V_i}{\sum_{n=1}^n (F_i * V_i)}$$

Onde:

i = 1, 2... n = determinado item alimentar;

F_i = frequência de ocorrência (%) do determinado item;

V_i = volume (%) de determinado item.

No que se refere aos estágios reprodutivos, adotou-se uma classificação que o estágio de desenvolvimento das gônadas foi determinado macroscopicamente, levando-se em consideração suas características relacionadas a cor, transparência, vascularização superficial, flacidez, tamanho e posição na cavidade abdominal e, especificamente no caso dos ovários, o grau de visualização dos ovócitos seguindo o protocolo descrito por Agostinho *et al.*, (1998). Utilizou-se uma escala de maturação constituída pelos estádios imaturo, repouso, início de maturação, maturação, reprodução e esgotado, como na Tabela 2 de acordo com Agostinho *et al.*, (1998).

Tabela 2. Classificação utilizada de escala de maturação gonadal de machos e fêmeas.

Estádio	Abrv	Fêmeas	Machos
Imaturo	IMT	indivíduos jovens ovários incolores – translúcidos - pouco irrigados - pequeno espaço na cavidade abdominal	indivíduos jovens - testículos incolores ou coloração clara - translúcidos pouco-irrigados-pequeno espaço na cavidade abdominal
Repouso	REP	reproduzirão a primeira vez ou já passaram por um ciclo – os ovários apresentam tonalidades róseas – maiores que no estágio anterior – fina irrigação – com processo de recuperação gonadal.	reproduzirão a primeira vez ou já passaram por um ciclo – os testículos apresentam tonalidade rósea – maiores que no estágio anterior – fina irrigação – com processo de recuperação gonadal
Início	INI	presença de ovócitos pequenos – esbranquiçados e visíveis a olho nú – volume e irrigação sofre um leve incremento em relação ao estágio anterior	início da espermatogênese – volume e irrigação sofrem leve incremento em relação estágio anterior
Maturação	MAT	processo de vitelogênese (acumulação de vitelo nos ovócitos) – incremento no tamanho dos ovários – tons de coloração de acordo com espécie : amarelado / cinza-esverdeado / alaranjado; – irrigação mais intensa.	amplo processo de espermatogênese – incremento no aumento dos testículos – coloração esbranquiçada a branco – leitosa – irrigação mais intensa
Reprodução	RPD	preparadas para reprodução e em processo de reprodução (semi-esgotadas) – ovários túrgidos – repleto de ovócitos – ocupando todo espaço vazio da cavidade abdominal – irrigação intensa – coloração varia de acordo com as espécies	indivíduos preparados para a reprodução – e já em processo – (semi-esgotados) – grau máximo de desenvolvimento – esbranquiçado a branco leitoso – grande quantidade de esperma no ducto espermático – irrigação intensa.
Esgotado	ESG	ovários flácidos – com poucos ovócitos grandes - ocupando pequeno espaço na cavidade abdominal – irrigação rompida - aspecto hemorrágico	após a reprodução – redução no tamanho dos testículos – restos de esperma no espermoducto – coloração esbranquiçada com partes róseas

Com o objetivo de avaliar somente a atividade de reprodução foi definida uma classificação, onde N é o número de indivíduos coletados e analisados, e n é o número de indivíduos em reprodução que nos permitiu classificar cada espécie pela porcentagem de indivíduos em reprodução, dividida em: incipiente, moderada, intensa e muito intensa.

Para avaliar a diversidade das comunidades, empregou-se o índice de Shannon Wiener (H'), Equitabilidade (J) e similaridade (C_H). Peet (1974) reconheceu que o índice mais sensível a mudanças nas espécies raras é o índice de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) * \log(p_i)$$

Onde:

H' : índice de diversidade de Shannon-Wiener

p_i : proporção da espécie i na comunidade, $i = 1,2,3... S$; $p_i = n_i / N$;

n_i = nº de indivíduos da i -ésima espécie;

N - nº de indivíduos total;

S - nº de espécies;

Usando a base logarítmica 10 (\log).

Medida de equitabilidade da comunidade (J'):

$$H'_{max} = \log S$$

$$J' = H' / H'_{max}$$

O valor J' varia de 0 (nenhuma equitabilidade) até 1 (máxima equitabilidade).

Para medir a similaridade entre os ambientes utilizou-se o Índice de Morisita-Horn (C_H) (Magurran, 1988), Este índice varia de 0 (nenhuma similaridade até 1 (máxima similaridade). A vantagem deste índice utilizado sobre ambos (como Jaccard) é que ele considera a abundância das espécies. A versão simplificada deste índice foi proposta por Horn (1966). A função é:

$$C_H = (2 \sum X_{ij} X_{ik}) / [(\sum X_{ij}^2 / N^2) + (\sum X_{ik}^2 / N^2)] N_j N_k$$

onde:

C_H : Índice de similaridade simplificado de Morisita-Horn

$X_{ij} X_{ik}$: n° de indivíduos da espécie i na amostra j e amostra K

N_j : n° total de indivíduos na amostra j

N_K : n° total de indivíduos na amostra K

Resultados:

Composição geral de espécies

Foram amostrados 1.142 indivíduos pertencentes a um total de 3 ordens, 5 famílias, uma subfamília e 8 espécies (Tabela 3). As ordens registradas foram Characiformes (6 espécies), Siluriformes (1 espécie) e Perciformes (1 espécie). Todas as espécies coletadas estiveram presentes nas cinco coletas realizadas, exceção apenas a *Tilapia rendali* (Perciformes) da qual se capturou apenas 2 espécimes (Tabela 3).

As espécies com maior abundância foram *Leporinus friderici*, *Salminus hilarii*, *Hoplias malabaricus* e *Astyanax altiparanae*. Nos pontos localizados no canal do rio destacam-se *A. altiparanae* e *H. malabaricus* (Figura 2 - A).

Nas coletas realizadas nos córregos observa-se maior presença de *A. altiparanae* e *Brycon nattereri* (Figura 2 - B). No caso dos remansos, há maior presença de *H. malabaricus* e *A. altiparanae* (Figura 2 - C).

Todas as espécies ocorrerão nos três tipos de ambiente, exceção apenas a *T. rendalli* que não ocorreu no córrego, e o *H. strigaticeps* que só não ocorreu nos remansos.

Diversidade de espécies

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') para os pontos do rio variam de 0,364 a 0,696 enquanto para as coletas nos córregos foi de 0,418 a 0,649 e nos remansos de 0,532 a 0,479. Indicando assim uma distância relativamente baixa entre os números obtidos conforme Figura 5.

Para avaliar a similaridade entre as espécies dos três ambientes coletados utilizou-se o cálculo do índice de similaridade de Morisita, obtendo-se para o ambiente rio com córrego 0,91, para ambiente rio com remanso 0,88 e para córrego com remanso de 0,69. Demonstrando assim similaridade alta principalmente entre o rio e os outros ambientes.

Tabela 3. Lista das espécies de peixes coletados na bacia do rio Corrente estudado, (2003-2005), (N – número de indivíduos). *Exótica

Família/subfamília	Descrita por	Nome popular	N - Rio	N – Córr.	N - Remanso	N - total
Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i>	(Garutti & Britski, 2000)	Lambari	293	157	80	530
<i>Astyanax fasciatus</i>	(Cuvier, 1819)	Lambari	38	34	4	76
<i>Brycon nattereri</i>	(Günther, 1864)	Pirapitinga	72	66	2	140
<i>Salminus hilarii</i>	(Valenciennes, 1850)	Tubarana	51	5	16	72
Anostomidae						
<i>Leporinus friderici</i>	(Bloch, 1794)	Piau-três-pintas	81	3	10	94
Loricariidae						
Hypostominae						
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	(Regan, 1908)	Cascudo	1	11	-	12
Cichlidae						
<i>Tilapia rendalli</i> *	(Boulenger, 1897)	Tilápia	1	-	1	2
Erythrinidae						
<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch, 1794)	Traíra	119	13	84	216
Total de indivíduos	-		656	289	197	1142

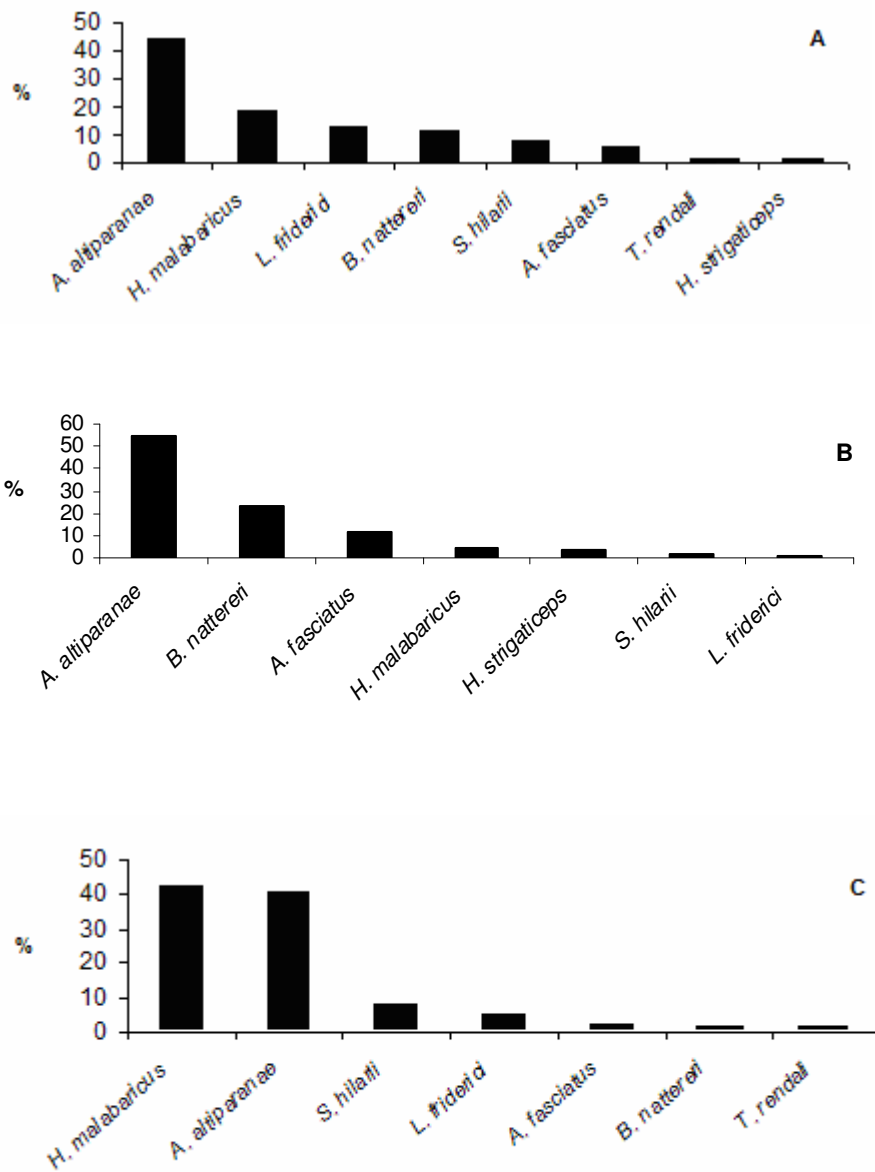


Figura 2. Frequência relativa das espécies coletadas nos pontos que se encontravam em ambiente de leito do rio (A), córregos (B) e remansos (C).

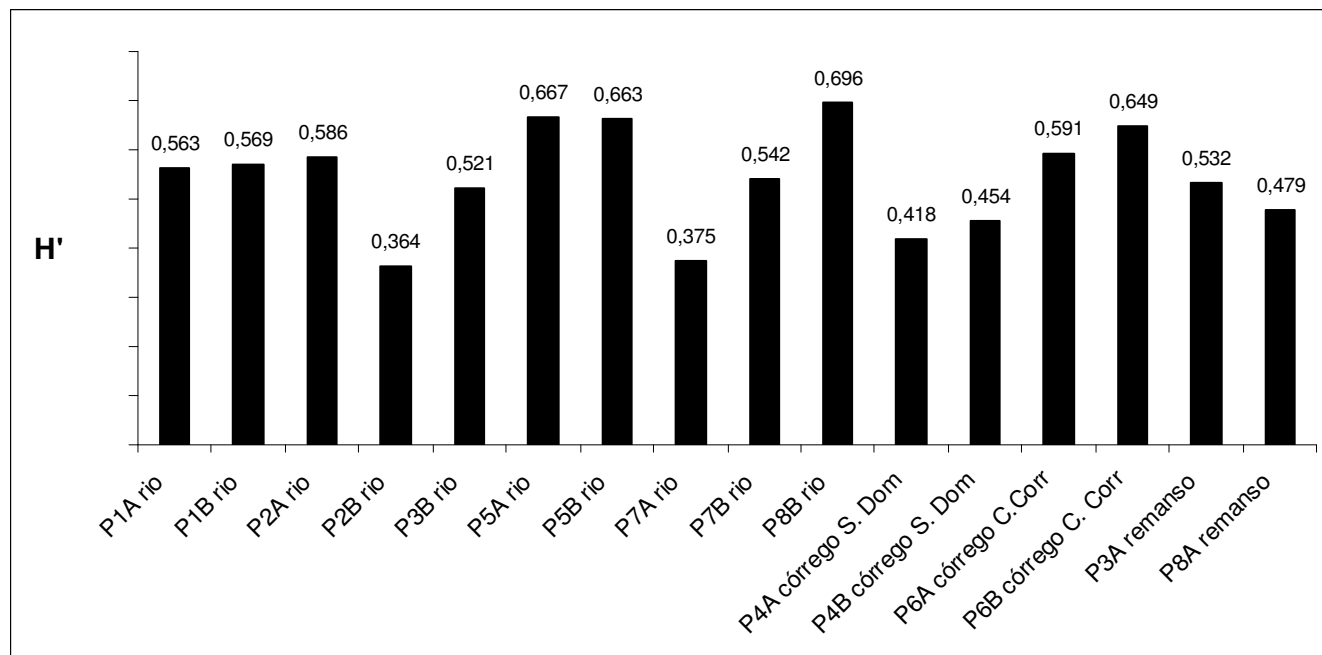


Figura 5. Os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') para os pontos de coleta.

Tabela 4. Atividade reprodutiva das espécies no trecho rio estudado. Número total de indivíduos analisados e entre parênteses porcentagem e número de indivíduos no período de reprodução.

Espécie	Mar	Mai	Jun	Set	Dez
<i>S. hilarii</i>	11 (0%)	28 (0%)	3 (0%)	2 (0%)	16 (68%; 11)
<i>A. altiparanae</i>	63 (8%; 2)	79 (0%)	108 (1,63%; 2)	42 (93%, 39)	149 (20%; 30)
<i>A. fasciatus</i>	9 (6%;1)	22 (13%, 3)	9 (0%)	2 (25%; 1)	24 (76%; 19)
<i>B. nattereri</i>	37 (4%; 2)	32 (47%; 17)	15 (66%; 10)	11 (9%; 1)	31 (6%; 2)
<i>L. friderici</i>	21 (4%; 1)	27 (0%)	13 (0%)	5 (60%; 3)	20 (33%; 7)
<i>H. malabaricus</i>	32 (5%; 2)	58 (1%; 1)	38 (0%)	14 (21%; 3)	60 (15%; 10)

Atividade Reprodutiva

Na Tabela 4 é apresentada a percentagem relativa de cada espécie que se encontrava no período de reprodução muito intensa.

Nota-se na Tabela 4 que a espécie *S. hilarii* concentra sua reprodução em dezembro (chuvoso), *A. altiparanae* reproduziu-se em setembro (chuvoso), *A. fasciatus* teve fase muito intensa em dezembro (chuvoso), *L. friderici* no mês de dezembro (chuvoso) e *H. malabaricus* no mês de setembro (chuvoso). Apenas *B. nattereri* que variou entre as espécies coletadas reproduzindo com grande intensidade na época de estiagem.

A Tabela 5 poderia mostrar o ambiente preferencial para reprodução de cada espécie, mas os números evidenciaram apenas que o *A. altiparanae*, com 35 indivíduos em reprodução no ambiente de córrego durante o mês de setembro (chuvoso) demonstra esta preferência, e os números dos outros ambientes não nos permite afirmar preferência por algum tipo de ambiente.

Atividade Alimentar

Os resultados de alimentação das espécies foram obtidos através da análise do conteúdo de 102 estômagos, pelo Índice Alimentar (IAi), permitindo avaliar a dieta de 6 espécies (Tabela 6).

A Tabela 7 apresenta o número de estômagos analisados por espécies, o hábito alimentar e o alimento principal de cada uma delas. As espécies de peixes foram agrupadas em 4 categorias tróficas, de acordo com o recurso alimentar predominante. Das 8 espécies coletadas duas são classificadas como piscívoras, duas como herbívoras, três como insetívoras e uma como detritívora.

Tabela 5. Locais de ocorrências de espécimes em reprodução para as espécies coletadas, entre parênteses número de indivíduos em reprodução por ambiente e porcentagem.

Espécie	Meses	Ambiente coletado	
<i>S. hilarii</i>	Dez	Rio (10; 52%)	Córrego (1; 50%)
<i>A. altiparanae</i>	Set	Rio (4; 100%)	Córrego (35; 92%)
<i>A. fasciatus</i>	Dez	Rio (13; 81%)	Córrego (6; 75%)
<i>B. nattereri</i>	Jun	Rio (3; 50%)	Córrego (7; 87%)
<i>L. friderici</i>	Set	Rio (3; 75%)	–
<i>H. malabaricus</i>	Set	Rio (2; 66%)	Remanso (1; 33%)

Tabela 6. Índice alimentar (IAi) dos principais recursos utilizados pelas espécies de peixes coletadas (moa – matéria orgânica animal, esc – escama de peixe, ins – inseto, oin – outros invertebrados, fes – frutos e sementes, alg – algas, veg – vegetação, des – detrito/sedimento, pei – peixes).

Espécies / Itens	moa	esc	ins	oin	fes	alg	veg	des	pei
Characidae									
<i>Salminus hilarii</i>	1,45	-	2,54	-	-	-	0,007	-	95,98
<i>Astyanax altiparanae</i>	-	3,02	85,09	0,004	1,7	1,12	9,04	-	-
<i>Astyanax fasciatus</i>	27,67	0,0003	19,8	0,0001	0,006	0,12	52,37	0,004	-
<i>Brycon nattereri</i>	-	0,001	74,24	-	21,91	-	3,55	0,28	-
Anostomidae									
<i>Leporinus friderici</i>	0,16	0,1	63,36	-	5,59	0,47	29,61	0,69	-
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i>	-	0,004	36,6	-	0,05	0,17	0,17	0,52	63,46

Tabela 7. Número de estômagos analisados (N), hábito alimentar e alimento principal das espécies coletadas; *dados de literatura.

Espécies	N	Hábito	Alimento Principal
<i>Salminus hilarii</i>	9	Piscívora	<i>Astyanax altiparanae</i>
<i>Astyanax altiparanae</i>	30	Insetívoro	Insetos alados
<i>Astyanax fasciatus</i>	33	Onívoro	Resto vegetal
<i>Brycon nattereri</i>	10	Insetívora	Coleoptera/outros insetos alados
<i>Leporinus friderici</i>	10	Insetívora	Exuvia/Orthoptera/Odonata
<i>Hoplias malabaricus</i>	10	Piscívora	<i>Astyanax altiparanae</i>
<i>Tilapia rendali</i> *	-	Herbívora	Fitoplâncton
<i>Hypostomus strigaticeps</i> *	-	Detritívora	Detrito/Sedimentos

Discussão:

Composição e estrutura da assembléia de peixes

A distribuição das populações de peixes está condicionada por barreiras geográficas e geológicas, representadas por quedas d'água, barragens e grandes rios, além de fatores químicos e/ou físicos, como pH, oxigênio dissolvido, turbidez e correnteza que funcionam como isoladores definitivos ou sazonais (Agostinho *et al.*, 1997a; Penczak *et al.*, 1994; Buckup, 1999).

As amostragens realizadas neste trecho do rio Corrente mostraram baixa diversidade de espécies de peixes, fato que se relaciona diretamente à existência de várias quedas d'água com alta energia hidrodinâmica ao longo do rio, impedindo que as espécies presentes no rio Paranaíba (afluente do rio Corrente), tenham acesso a este trecho mais a montante.

Em cada tipo de ambiente estudado foram capturadas oito espécies das quais quatro são da Família Characidae, sendo que a espécie mais abundante no rio e córregos foi o *A. altiparanae*.

Castro (2005) relata que a dominância de espécies Characiformes em ambientes de riachos, se deve aos insetos terrestres e aquáticos que são recursos abundantes, e os Characidae, com seu pequeno porte, dentes multicúspides, natação ágil por toda coluna d'água, e excelente visão diurna estão especialmente capacitados para captura de alimento. Este mesmo Autor observou que o *A. altiparanae* é a espécie mais dominante nos riachos da bacia do Alto Rio Paraná.

No rio Corrente os Characídeos *B. nattereri*, *A. fasciatus* e *A. altiparanae* apresentaram grande abundância nos rios e córregos (Figura 2; A e B), e estas três espécies alimentam-se principalmente de insetos (Tabelas 6 e 7), resultado muito similar ao encontrado por Castro (2005).

A espécie predominante no ambiente de remanso foi a *H. malabaricus* seguida por *A. altiparanae* seu principal alimento. Para o mesmo ambiente *S. hilarii*, *L. friderici* e *A. fasciatus* apresentaram baixa frequência. Neste ambiente lântico também foram coletados dois indivíduos de *T. rendalli* espécie exótica originária da África que foi introduzida por pisciculturas em grande parte dos rios brasileiros. Esta espécie vive em ambientes lânticos, mas provavelmente está sendo predada por *H. malabaricus* que possui a maior abundância nos remansos, controlando assim sua população.

A presença de espécies dependentes de algum tipo especial de ambiente, bem como espécies raras e formas endêmicas, são fundamentais para a detecção do grau de primitividade do ambiente, enquanto a presença de espécies eurióticas pode determinar diferentes níveis de alteração (Leite *et. al.*

1993). Os três tipos de ambientes aqui estudados possuem matas ciliares bem alteradas já com margens desnudas de vegetação, além de pastagens e lavouras. Rabeni & Smale (1995) citam que alterações na vegetação da margem do córrego afetam diretamente a assembléia de peixes de águas temperadas.

Neste estudo as espécies ocorrem em todos os ambientes não mostrando preferência por nenhum.

Casatti (2003) afirma que a ictiofauna é relativamente bem conhecida no alto da bacia do Paraná, área densamente populosa e com vários córregos degradados principalmente por causa das mudanças estruturais nos sistema de drenagem, presença de agricultura que assoreia os cursos d'águas. Estas condições, provavelmente estão diretamente ligadas à abundância das comunidades de peixes e suas estruturas nos rios, córregos e lagoas.

Os índices de diversidade (H') obtidos para as espécies capturadas no rio foram considerados baixos (Figura 5), quando comparado com outros ambientes. Em estudo desenvolvido por Ostrand (2002), constatou-se que a diversidade de peixes num mesmo rio é menor perto da cabeceira, no trecho aqui estudado essa diferença entre trechos de cabeceira e leito principal do rio não foi verificada.

A diversidade de H' para os córregos do rio Corrente foi bastante similar ao rio (Figura 5), principalmente quando comparado os pontos P8B com P6B. As regiões da cabeceira dos córregos são consideradas altamente variáveis com respeito às circunstâncias ambientais e a estrutura das assembléias dos peixes pode ser primeiramente controlada por condições abióticas e pela frequência de distúrbios tais como inundações e seca (Taylor *et al.* 1993). As espécies mais presentes nos córregos *A. altiparanae* e *B. natereri* dominam praticamente o ambiente demonstrando que são espécies que se adaptaram bem ao ambiente de águas claras e rápidas, características dos peixes Characiformes (Castro, 2003).

Para as duas áreas de remanso o H' encontrado foi de 0,532 e 0,479, mesmo distantes uma da outra, ambas apresentam semelhança quanto à diversidade. Quando comparado o ponto de remanso P3A com ponto de rio mais próximo P3B, não houve diferença demonstrando diversidade semelhante (Figura 5). Enquanto que para o outro ponto de remanso P8A se comparado com o ponto de rio mais próximo P8B existe uma discrepante diferença entre seus valores, fato que pode ser explicado pela localização do ponto P8B na foz do córrego Cachoeira do Corrente que possui maior diversidade (Figura 5).

A similaridade entre os ambientes analisados através do índice de Morisita, foi alta entre o rio e córrego (0,91), ambientes com características semelhantes (águas rápidas, límpidas e grande parte do substrato rochoso). Na comparação entre rio e remanso (0,88) a similaridade continua alta, enquanto córrego com remanso é menor (0,69), Mesmo este valor é alto se consideramos outros estudos. Estas

altas similaridades mostram que as espécies distribuem-se amplamente nos ambientes do rio Corrente, evidenciando grande plasticidade na estratégia de vida delas, e o fato do rio ser homogeneizador do sistema.

Reprodução da assembléia de peixes

A reprodução dos peixes deste trecho do rio Corrente apresentou-se de modo geral mais intensa na época das chuvas, entre os meses de setembro a dezembro (Tabela 4), que é característica dos peixes tropicais como também demonstrada por Pereira (2003). De um modo geral a maioria das espécies analisadas apresenta-se preparada para reprodução em todos os ambientes onde ocorrem, indicando pouca atividade de migração, como Agostinho (1997,b) relatam em trabalho realizado no reservatório de Segredo.

Na análise da preferência de ambiente para reprodução (Tabela 4), observou-se que quase todas as espécies se reproduzem no rio e córregos, e apenas a *H. malabaricus* apresentou indivíduos em reprodução nos remansos. Segundo Ihering (1928), a traíra apresenta cuidado parental com a prole, possuindo hábitos sedentários. O que pode explicar este fato.

B. nattereri, espécie representante da Família dos Characídeos, possui características anatômicas apropriadas para ambientes de águas lóxicas, o que determinou sua preferência pelos córregos e rio durante a reprodução (Tabela 5); Silva (1997) afirma que esta espécie executa suas desovas em águas frias e rasas e na época da cheia, o que corresponde às características dos córregos e rio aqui estudados. Já a fase reprodutiva dos espécimes coletados foi na época da seca (Tabelas 4 e 5), fato que difere das pesquisas obtidas pelo mesmo autor, o que pode ser uma adaptação específica desta comunidade para este habitat.

Alimentação da assembléia de peixes

A quantidade de alimento disponível no ambiente, é difícil de quantificar. Entretanto, o volume total de determinado item ingerido pela comunidade pode ser utilizado como um indicador da disponibilidade deste item no ambiente (Winemiller, 1990).

Aqui destaca-se que alimentação das três espécies mais abundantes foi composta de insetos. O *A. altiparanae* com 85,09 de IAI, *B. nattereri* 74,24 e *L. friderici* com 63,36, a vegetação vem em segundo

lugar para estas mesmas espécies, fato que pode demonstrar a abundância destas nesses locais, evidenciando além de plasticidade alimentar o oportunismo destas espécies.

Neste sentido, Webster & Waide (1982) afirma que a mata de galeria fornece grande quantidade de itens alóctones constituindo-se a principal fonte de alimento. Este tanto pode ser utilizado na hora em que cai na água, como frutos, sementes e insetos, como posteriormente, em forma de detritos após ter sido processado por microorganismos (Fugi & Hahn, 1991). O ambiente estudado possui suas matas ciliares já um pouco alteradas e reduzidas, o que indica que a contribuição de frutos e outros substratos já são exíguos, restando mesmo os insetos e a vegetação aquática nas lagoas.

A flexibilidade que muitos grupos taxonômicos possuem de se adaptarem a uma variedade de fontes alimentares induz a afirmação de que quase todo peixe é generalista ou oportunista, não significando que ele possa usar todo o espectro de recurso alimentar disponível, mas que pode mudar de uma fonte alimentar para outra se for capaz de capturá-la e ingeri-la (Gerking, 1994). Constatando a preferência alimentar, neste caso os insetos, entende-se que este pode ser o recurso mais abundante e mais oportuno.

Em rios tropicais, a disponibilidade de alimento é muito variável em função da sazonalidade (Melo, 2000), embora a alteração de dieta seja comum (Araújo Lima *et al.*, 1995). Neste caso a análise estomacal dos peixes mostrou baixa variabilidade entre as épocas.

Referências bibliográficas:

- Agostinho, A. A. (1995). Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: COMASE/EETROBRÁS.
- Agostinho, A. A. (1998). A ictiofauna do reservatório de Itaipu (Pesca experimental); p 141.
- Agostinho, A. A.; Bini, L. M. & Gomes, I. C. (1997) a. Ecologia de comunidades de peixes de área de influência do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (eds). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, Eduem. 97-111.
- Agostinho, A.A.; Ambrozio, A.M.; Oliveira, E.F.; Okada, E.K.; Suzuki, H.I.; Abelha, M.C.F.; Ferreira, V.S. (1997) b. Relatório de pesca experimental. Cap IV: A ictiofauna do reservatório de Itaipu. Biopisca.
- Araujo-Lima, C. A. R. M.; Agostinho, A.A; Fabré, N. N. 1995. Trophic aspects of communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: ABC/SBL. P.105-136.
- Böhlke, J. K. Weitzman, S. H. & Menezes, N. A. 1978. Estado atual da sistemática dos peixes de água da América do Sul. Acta Amazônica, 8 (4): 657-677.
- Buckup, P. A. (1999). Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In; Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Pres-Neto, P. R. (eds). Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoração. 91-138.
- Casatti, L. (2003). Biology of catfish, *Trichomycterus* sp. (Pices Siluriformes), in a pristine stream in the Morro do Diabo State Park, southeastern Brazil. Stud. Neotrop. Fauna & Environm, 38: 205-210.
- Castro, R. M. C. & Casatti, L., 1997, The fish fauna from a small Forest stream of the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. Ichthyol. Explor. Freshwaters, 7: 337-352.
- Castro, C. M. R. (2005). A Dominância de Characidae (Ostariophysi: Characiformes) em riachos da Bacia do Alto Paraná: Causas possíveis e consequências para o Estudo, Conservação e Uso Sustentável da Ictiofauna de Riachos Sul Americanos. Livro de Resumos. Encontro Brasileiro de Ictiologia, sessão 10, Populações e Comunidades 115 p.
- Daily, G. C. (2000). Ecology – the value of nature and the nature of value. Science 289: 395-396.
- Delariva L. R; (2002). Ecologia Trófica da Ictiofauna do rio Iguaçu-PR Sob Efeitos Do Represamento de Salto Caxias. no prelo.
- Fugi, R. A. & Hahn, N. S. (1991). Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do Rio Paraná, Brasil. Rev. Brasil Biol., 51(4): 873-879.
- Gerking, S. D. (1994). Feeding Ecology of Fish. New York: Academic Press. 416p.

- Hellawell, J. M; Abel, R. (1971). A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *J. Fish Biol.*, v. 3, p. 29-37.
- Horn. H. S. 1966. Measurement of “overlap” in comparative ecological studies. *Am. Natur.* 100: 419-424.
- Kawakami. E. Vazzoler. G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bol. Inst. Oceanogr.*, v.29, n2, p.205-207.
- Ihering. R. Von; Barros, J. C.; Planet, N. 1928. Os óvulos e a desova dos peixes d’água doce do Brasil. *Bol. Biol.*, n.4, p.97-109.
- Leite. R. A. N. (1993). Efeitos da Usina Hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras reliazadas no baixo rio Tocantins (Pará) Master Thesis. Inpa/UFAM.
- Loreau. M. Naeem S. Inchausti P. 2002. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Synthesis and Perspectives. Oxford (United Kingdom): Oxford University Press.
- Lowe- McConnell. R. H, (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes. São Paulo, Universidade de São Paulo, 535p.
- Meffe. G. K.; Sheldon. A. (1988). The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. *Am. Midl. Nat.* v.120,p.225-241.
- Magurran, A.E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey. Chapman and hall, 179p.
- Melo, C, E. (2000). Ecologia comparada da ictiofauna em córregos de cerrado Brasil Central. São Carlos, UFSCar., 84, p. (Tese).
- Ostrand, K. G. & Wild, G. R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish* 2002: 11: 137-149.
- Palmer MW (1994) Variation in species richness; toward a unification of hypothesis. *Folia Geobot. Phytotax* 29:511-530.
- Peet, R. K. The measurement of species diversit. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 5: 285-307.
- Penczak, T; Agostinho, A. A & Okada, E. K. (1994). Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná state, Brasil. *Hydrobiologia*, 294: 243-251.
- Pereira D. F. (2003). Diagnóstico da ictiofauna do rio Claro – Sudoeste-GO. Centro Tecnológico de Engenharia (CTE).

- Petry, A. C; Agostinho A. A; Gomes, L. C. (2003). Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in dry year, *Neotropical Ichthyology* 1: 111-119.
- Poff, N. L. Allan D. Bain. M. B. Karr. J. R. Prestegard. K. L. Richter. B. D. Sparks. R. E. and Stromberg J. C. (1997), The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47, 769-784.
- Rabeni, C. F; Smale, M. A. (1995). Effects on siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiol.* 303: 211-219.
- Ricklefs, R. E. (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters* 7:1-15
- Ross, S.T. (1986). Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia*, 2: 352-388.
- Schoener, T.W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185:27-39.
- Schoener, T.W. (1986). Resource partitioning. Pp 91-126. In: J., Kikkawa, D.J. Anderson, (Ed), *Community ecology: pattern and process*. New York, Blackwell Scientific Publications, 320p.
- Silva, M. O. B & Melo, C. B. M. (1997). Observações “in loco” da desova da piraptinga (*Brycon nattereri*) no rio Itaúna, município de Baependi MG, In.: Encontro de Aqüicultura, 13. Resumos; Belorizonte: Associação Mineira de Aqüicultura, p. 44.
- Taylor, C. M. Winston, M. R. & Matthews, W. J. 1993. Fish species-environment and abundance relationships in a Great Plains river system. *Ecography* 16: 16-23.
- Tejerina. G. F. L, Fortin, Rodriguez MA (1998). Fish community in relation a environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51:399-410.
- Tejerina-Garro, F. L. (1996). Ecological study of the fish communities of floodplain lakes of the middle Araguaia river, Amazon basin, Brazil. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en Biologie in Université du Québec à Montréal. Canada, 59p.
- Tejerina-Garro, F. L. (2001). Etude des relations habitat-poissons dans les eaux courantes de Guyane Française pour l'évaluation de la qualité du milieu aquatique. Tese pour obtenir le grade de Docteur de l'Université Montpellier II. França, 232p.
- Webster, J. R. & Waide, J. B. (1988). Effects of forest clearcutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology*, 12; 331-334.
- Winemiller, K. O. (1990). Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60 (3): 221-367,

Wootton, R. J. (1984). Introduction: strategies and tactics in fish reproduction. In Potts, G. W. Wootton, R. J. (Eds) *Fish Reproduction: strategies and Tactics*. London: Academic Press, p. 1-12.

Vannote, et. Al. (1980). The river continuum concept. Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130- 137.

Zar, J.H. (1974). *Biostatistical analysis*. USA: Prentice Hall. 620 p.

Capítulo – 2 Estrutura Trófica de um trecho do rio Corrente-GO, analisada pelo programa Ecopath.

Resumo:

Neste estudo no rio Corrente realizou-se um exercício de modelagem ecológica através de um algoritmo baseado no balanço de massas conhecido como Ecopath, com o objetivo de analisar a estrutura trófica e características globais desse ecossistema de rio. Para isto foram necessárias informações de biomassa (B), consumo por biomassa (Q/B), produção por biomassa (P/B) e composição da dieta dos compartimentos principais do ecossistema: produtores primários, invertebrados, peixes e detritos. Foram necessárias muitas informações primárias obtidas diretamente em campo ou através de trabalhos semelhantes. Um dos quatro parâmetros apresentados acima pode ser desconhecido para que o Ecopath estime seu valor. Os resultados mostram que a relação PPT/RT foi de 4,199/ano demonstrando baixa produtividade; e o índice de ciclagem de Finn é 0,01% o que demonstra ciclagem muito baixa expressando característica de rio; e através da matriz de Leontief foi mostrado que *H. malabaricus*, exerce importante função na cadeia trófica, atuando como um regulador do tipo *top down*; por outro lado o detrito também causa modificações nesta mesma análise em outros compartimentos, assim o sistema não é inteiramente desprovido de estar regulado pelos mecanismos *botton-up*. Ainda possivelmente existe equilíbrio entre estes dois mecanismos reguladores, pois o *A. altiparanae* é o compartimento que mais altera o sistema como um todo. O valor de overhead (energia de reserva do sistema) foi de 38,44%, indicando baixa estabilidade ou “imaturidade” do sistema.

Palavras chave: modelagem ecológica, Ecopath, overhead, cadeia trófica.

Abstract:

To describe the Corrente river a food web model was quantified using Ecopath. The modeled ecosystem showed that: i) Production Primary Total / Respiration Total rate was 4.199 demonstrating medium maturity; ii) Finn index (cycling) value is 0.01% that it is very low when compared with other aquatic ecosystems; iii) Leontief matrix results was shown that to *H. malabaricus* (top predator) has an important function in the trophic web, acting as a regulator top-down, on the other hand detritus also cause modifications in other compartments, thus the system is influenced by mechanisms bottom-up too. The overhead value (reserve energy of the system) was of 38.44%, indicating low stability or “immaturity” of the system.

Key words: ecological modeling, river, Ecopath, trófica chain.

Introdução:

Uma das funções da modelagem de ecossistemas é demonstrar quantitativamente as relações entre os diferentes compartimentos. Estas relações são representadas por equações, cujos parâmetros descrevem os elementos incluídos no modelo e suas taxas (de crescimento, mortalidade, consumo alimentar, etc).

A compreensão dos fluxos entre compartimentos e a interdisciplinaridade inerente ao estudo da ecologia levou, na década de 60, os irmãos Odum a criarem os fundamentos da moderna análise de ecossistemas. Sintetiza o desenvolvimento dos ecossistemas (até o clímax) em 24 atributos. Esta proposta é a mais completa e ao mesmo tempo concisa avaliação das propriedades globais dos ecossistemas, pois este autor mostra que o desenvolvimento destes caminha no sentido de diminuir a produção líquida, enquanto estabiliza a biomassa e respiração. Ainda, o sistema evolui incrementando a ciclagem interna e a diversidade e conseqüentemente aumentando sua estabilidade (homeostase). Assim, com a elaboração de modelos e a quantificação das relações, é possível, avaliar estas propriedades dos ecossistemas.

Mais recentemente alguns programas de computador têm sido desenvolvidos para quantificar os ecossistemas e dentre eles o Ecopath tem merecido destaque. Este programa combina o trabalho desenvolvido por Polovina (1984), para estimar a biomassa e o consumo de vários elementos de um ecossistema aquático, com a teoria de Ulanowicz (1986) para análises de fluxos entre os elementos do ecossistema. Esta união foi proposta por Pauly *et al.* (1987) e permite a construção de modelos "steady-state" (estado de equilíbrio) em ecossistemas aquáticos.

No Brasil, pode-se destacar o uso do Ecopath, por Angelini & Petrere (1996) na descrição do reservatório do Broa (SP), Rocha *et al.* (1998) para o ecossistema marinho de Ubatuba, Wolff *et al.* (2000) para análise de sustentabilidade do estuário de Caeté no Pará, Silva-Jr. (1998) no estudo da teia trófica de um lago de várzea no Baixo Amazonas e Angelini & Agostinho (2005) para a planície de Inundação do Alto Rio Paraná.

Os modelos estáticos (que não variam com o tempo) implicam que as estimativas das taxas do ecossistema representam médias válidas para um determinado período. Ou seja, com o uso destas estimativas de estados e taxas, calculadas para cada compartimento, mas conectadas num contexto interativo, descreve-se os ecossistemas para um período onde estas estimativas se aplicam. Assim,

possuindo as relações quantitativas entre os compartimentos do sistema, é possível avaliar as suas propriedades globais.

Uma destas propriedades foi proposta por Ulanowicz (1986) o qual postula que os ecossistemas evoluem tanto quanto se esforçam para otimizar a ascendência (A), que é a informação ordenada do sistema. Esta otimização tem um limite denominado capacidade de desenvolvimento (C). A diferença entre C e A é chamada de "overhead do sistema" (O) e, reflete as reservas de energia que o sistema possui, caso ele venha a sofrer perturbações imprevistas. O overhead é também uma medida de "desorganização da informação" que se contrapõe e complementa a ascendência (Angelini, 2002a).

Desta forma, ascendência e "overhead" podem ser usados como índices de saúde e integridade dos ecossistemas, pois quantificam os efeitos de perturbações, validando propostas de manejo que minimizem efeitos negativos sobre os ambientes (Angelini *et al.*, 2005).

O objetivo deste trabalho é aplicar o modelo Ecopath num trecho do rio Corrente este de cabeceira, dentro de uma perspectiva ecossistêmica, para avaliar a estrutura do sistema e o grau de desenvolvimento que ele se encontra.

Área de estudo:

A bacia do rio Corrente, afluente pela margem direita do rio Paranaíba, está localizada entre os paralelos 17°35'e 19°18' de latitude sul e entre os meridianos 50°50' e 53°10' de longitude oeste e corresponde a uma área de drenagem da ordem de 8000 km².

Materiais e Métodos:

A área de estudo tem aproximadamente 28 km de rio. O ponto de coleta mais a jusante, possui como referência as coordenadas 18°40' de latitude sul e 51°51' de longitude oeste, situando-se a 225 km da foz, no rio Paranaíba. Essa área está parcialmente recoberta por variadas formações vegetais, como matas ciliares e de galeria, matas aluviais, varjão, formações savânicas típicas e áreas antropizadas com pastagens e lavouras estendendo-se por terras dos municípios goianos de Itarumã, Serranópolis e Apuré (ver Figura 1 no capítulo anterior desta dissertação).

O modelo Ecopath

Para elaboração e quantificação do modelo de ecossistema do Rio Corrente foi utilizado o programa Ecopath 5.1 um software gratuito que pode ser obtido no endereço eletrônico: <http://www.data.fisheries.ubc.ca/ecopath/>.

Este programa é específico para ecossistemas aquáticos e sua equação básica é a de um sistema balanceado, isto é, sob condições de equilíbrio. Polovina (1984) afirma que existem condições de equilíbrio num sistema quando "a biomassa média anual para cada espécie (ou grupo de) não varia de ano para ano" ou ainda se a soma das interações entre os componentes for maior, que as interações do sistema com o meio externo Christensen & Pauly (1991). Num sistema em equilíbrio, o consumo de um predador (grupo) gera a mortalidade por predação de sua presa (grupo):

Produção do grupo (i) = Mortalidade por Predação sobre (i) + Outras Mortalidades de (i) + Capturas de (i) + Export de (i)

A equação básica do modelo Ecopath é a de um sistema balanceado, onde o consumo de um predador (ou grupo de) gera a mortalidade por predação de sua presa (ou grupo de). Esta equação é matematicamente descrita como:

$$B_i * P_{Bi} * E_{Ei} - \sum_j (B_j * Q_{Bj} * DC_{ji}) - EX_i = 0$$

onde:

B_i - biomassa da presa (i);

P_{Bi} - produção / biomassa de (i);

E_{Ei} - eficiência ecotrófica de (i) – varia de 0 a 1;

B_j - biomassa do predador (j);

Q_{Bj} - consumo / biomassa do predador (j);

DC_{ji} - fração da presa (i) na dieta do predador (j);

EX_i - export de (i).

Os parâmetros PB e QB se relacionam na forma $QB = PB/GE$, onde GE é o coeficiente de conversão bruta e pode assumir valores de 0,1 (Herbívoros) a 0,3 (Carnívoros), e a proporção de

material consumido não assimilado, é considerado como sendo, a princípio, 0,2 (Christensen & Pauly, 1992).

Para cada compartimento somente um dos parâmetros B_i , PBi , QBi ou EE_i pode ser desconhecido para que o Ecopath estime seu valor. A exportação é a quantidade de biomassa que sai do ecossistema por exploração, pesca ou migração.

Assim, com as estimativas destes parâmetros é possível quantificar os fluxos do sistema (respiração, ciclagem, entre outros), suas propriedades holísticas, além de avaliar o impacto direto e indireto de um componente no outro através da matriz de Leontief (1951).

Os compartimentos escolhidos para este modelo foram Fitoplâncton, Zooplâncton, Insetos, Macrófitas Aquáticas, Detritos, *Hoplias malabaricus*, *Hypostomus strigaticeps*, *Astyanax fasciatus*, *Leporinus friderici*, *Brycon nattereri*, *Astyanax altiparanae* e *Salminus hilarii*.

Obtenção dos dados e dos valores dos parâmetros para os compartimentos

Fitoplâncton

O fitoplâncton foi coletado em junho de 2005 nos pontos amostrais P1A, P4A e P3A, (ver Figura 1 no capítulo anterior desta dissertação).

As amostragens da comunidade fitoplanctônica foram obtidas com rede de plâncton de 20 μm de abertura de malha e foram fixadas com solução Transeau. Paralelamente, foram realizadas na subsuperfície, outras amostras utilizando-se frascos de vidro que foram fixadas em lugol acético e guardadas no escuro até o momento da identificação e contagem dos organismos.

A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958) com prévia sedimentação de 10 mililitros da amostra. A densidade fitoplanctônica foi calculada de acordo com APHA (1998) e o resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro (CTE, 2005)

Já a biomassa fitoplanctônica foi estimada através do biovolume, multiplicando-se os valores de densidade de cada espécie pelo volume médio de suas células, considerando-se as dimensões médias das espécies mais abundantes. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma dos indivíduos, como esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros. Os valores de biovolume foram transformados em biomassa a partir do valor de biovolume (mm^3/litro) e extrapolado em km^3 (Lâmina d'água onde ocorre o fitoplâncton) e depois para um total de

ton/área total do trecho do rio em estudo (km^2), cujo valor calculado sobre os mapas do Rio Corrente foi de $0,33 \text{ km}^2$.

Zooplâncton

O zooplâncton foi coletado em junho de 2005 nos pontos amostrais P1A, P4A e P3A, (ver Figura 1 no capítulo anterior desta dissertação).

As amostras de zooplâncton foram coletadas com auxílio de baldes, tendo sido filtrados 500 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de $63\mu\text{m}$ de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

A abundância zooplanctônica foi determinada a partir da contagem das amostras em câmaras de Sedwigck-Rafter, sob microscópio ótico. As amostras foram concentradas em um volume de 75 ml, e as contagens realizadas a partir de 3 sub-amostras (7,5 ml) tomadas com pipeta do tipo Stempel, sendo a densidade final expressa em indivíduos. m^{-3} (CTE, 2005). A partir deste foi transformado em biomassa em peso úmido depois transformado em peso seco (1/5 peso úmido, Strickland & Parsons, 1972). O zooplâncton foi dividido em 3 grupos: rotífero, copépodo e cladóceros todos em mgr/m^3 , e posteriormente foram transformados para ton/km^2 . Depois foram somados os valores totais obtendo um valor em peso úmido, e este através da relação peso seco para peso úmido de 1 para 5 transformando para peso seco.

Insetos

Para a entrada dos valores dos parâmetros para insetos, foram utilizados as informações de Angelini & Agostinho (2005a), devido ao fato que este grupo de organismos não foi coletado no presente trabalho.

Macrófitas Aquáticas

Para este grupo o valor da biomassa foi retirado dos dados do relatório de monitoramento das macrófitas aquáticas (Carvalho & Angelini 1999), o qual registrou amostras quantitativas incluindo as

de biomassa por área (peso úmido em gr/m^2), para os principais bancos de macrófitas nas áreas de remansos do trecho do rio Corrente estudado. Para os valores de PB foi utilizado o trabalho de Angelini & Agostinho (2005a).

Peixes

As amostragens da ictiofauna foram realizadas em maio de 2003, setembro de 2004, dezembro de 2004, março de 2005 e junho de 2005. Foram utilizadas redes espera (malhagens 12, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 60 mm entre nós opostos), em 8 pontos de coletas divididos em duas estações cada ponto. As malhadeiras foram instaladas nas margens esquerda e direita, sempre observando a melhor abertura. Elas ficaram expostas por 24 horas, com despescas ao amanhecer e ao entardecer. Após as despescas os peixes eram separados em sacos plásticos, encaminhados para um laboratório próximo, para identificação das espécies. Uma parte deste material foi enviada ao Museu de Ictiologia da USP.

Calculo de PB

Para estimar o valor de Produção/Biomassa (PB) para os compartimentos foi calculada a mortalidade natural (M) pela relação empírica de Pauly (1980), que representa PB, pois segundo Allen (1971) $PB = M$.

$$M = K^{0.65} * L_{\infty}^{-0.279} * T^{0.463}$$

onde:

M - mortalidade natural (ano^{-1});

K - constante de crescimento (ano^{-1});

L_{∞} - comprimento assintótico ou infinito (cm);

T - temperatura média anual da água do sistema em estudo (neste caso tem valor de 26°C uma média extraída das 5 medições feitas no rio);

- As constantes 0,65; -0.279 e 0.463 são valores originais da fórmula de Pauly (1980).

O valor K representa a constante de crescimento de cada espécie (parâmetro da equação de crescimento de von Bertalanffy) que para ser calculado necessitaria de coletas no mínimo bimestrais e depois seria necessário usar o programa FISAT da FAO, que ajustaria a curva de crescimento de von

Bertalanffy aos dados e, então, estimaria o K. Assim, os valores de K foram retirados de Angelini & Agostinho (2005b). L_{∞} foi calculado através do comprimento do maior peixe coletado (L_{max}), aplicando-se a equação $L_{\infty} = L_{max} * 1.05$, isto é, 5% maior que o maior peixe da espécie que foi capturado.

Calculo de QB

Para calcular QB foi usada a equação empírica de Palomares e Pauly (1998):

$$\log QB = 7,964 - 0,204 \log W_{\infty} - 1,965 T' + 0,083 Ar + 0,532 H + 0,398 D$$

onde:

QB - razão anual Consumo/Biomassa;

W_{∞} - peso assintótico (gramas de peso úmido);

T' - inversa da temperatura média da água = $[1000 / (26^{\circ} C + 273,15)]$;

Ar - índice da forma da nadadeira caudal: $Ar = h^2 * S$

h - altura da nadadeira (mm); S - superfície da nadadeira (mm^2)

H e D - índice do tipo de alimento: H = 1 para herbívoros; D = 1 para detritívoros e iliófagos; para H = D = 0 carnívoros;

Para a obtenção da temperatura $26^{\circ}C$, foi realizada uma média dos valores obtidos durante as cinco coletas de peixes.

O peso assintótico foi calculado através da relação peso comprimento $W_{\infty} = b * L_{\infty}^b$, (onde W_{∞} é o peso “infinito” do peixe) que foi realizada para cada espécie com os indivíduos coletados.

O índice da forma da nadadeira caudal ($Ar = h^2 * S$) foi calculado medindo-se diretamente dos peixes coletados e, invariavelmente é sempre maior para os piscívoros.

Para nenhuma espécie foi possível estimar a biomassa (para isto seria necessário um procedimento amostral complexo utilizando-se de rede de cerco em área conhecida e depois matando todos peixes dentro desta área com veneno ou choque elétrico) assim para as espécies *Leporinus friderici*, *Brycon nattereri*, *Astyanax altiparanae* e *Salminus hilarii* o valor de biomassa foi calibrado com base nos dados de CPUE (captura por unidade esforço) das coletas realizadas. Para as outras espécies, o Ecopath é que calculou este valor.

A matriz de composição de dieta das espécies foi realizada através da análise do conteúdo estomacal (capítulo anterior desta dissertação). Como o valor da tabela de composição alimentar do Ecopath está em percentagem, então os valores da tabela do Índice alimentar (IAi) dos principais recursos utilizados pelas espécies de peixes, foram transformados em biomassa.

Resultados:

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros estimados das 7 espécies de peixes utilizadas para este estudo.

O compartimento “*import*” representa uma fonte de alimento externa. Assim, por exemplo, *A. fasciatus* consome 65% de sua dieta em vegetais terrestres, isto é, “de fora” do sistema.

Modelo final

Na primeira tentativa de estimar o modelo final, alguns parâmetros de entrada apresentaram-se inconsistentes, como a biomassa de *L. friderici*, *B. nattereri*, *A. altiparanae*, *S. hilarii* e Fitoplâncton. Depois com os ajustes manuais e também a rotina de “ajuste automático para balanceamento de massa” do Ecopath, estes valores tornaram-se consistentes e as estimativas finais para todos os compartimentos estão demonstradas na Tabela 4.

A Tabela 3 apresenta a composição da dieta, em proporção de volume, para o Ecopath.

O modelo Ecopath resultante da calibração de massas do Rio Corrente é mostrado na Figura 1.

A Tabela 5 apresenta a síntese dos fluxos energéticos do sistema.

(Tabela 1) L_{∞} - comprimento máximo em (mm); PB – produção por biomassa; QB – consumo por biomassa; Ar – área da nadadeira caudal; a – b - coeficientes de relação peso comprimento ($W = a \cdot L^b$); R^2 - coeficiente de determinação da relação peso comprimento.
* insuficiência de dados

Espécies	Nome popular	L_{∞}	PB	QB	Ar	a	b	R^2	N
<i>Salminus hilarii</i>	Tubarana	44,52	0,41	9,1	2,25	0,0063	3,1791	0,992	72
<i>Astyanax altiparanae</i>	Lambari	14,7	1,39	14,6	1,52	0,008	3,2955	0,882	532
<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari	9,45	1,57	14,3	1,43	*	*	*	28
<i>Brycon nattereri</i>	Pirapitinga	38,85	0,72	8,4	1,67	0,002	3,5775	0,9206	140
<i>Leporinus friderici</i>	Piau-três-pintas	38,53	0,82	7,5	1,21	0,0049	3,3715	0,9762	94
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Cascudo	27,93	1,09	27,4	2,74	0,0084	3,0932	0,9938	12
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	51,45	0,93	8,4	2,23	0,0054	3,1906	0,9816	216

Tabela 2 – Valores e fonte das informações necessárias para elaboração do modelo Ecopath para o rio Corrente no sudoeste do Estado de Goiás. * Dados convertidos para peso seco (PS) segundo as seguintes relações: PS (1/5) Peso Fresco.

Compartimento		Valores	Fonte
1. <i>Hoplias malabaricus</i>	B	0,200t/km	Calibrado manualmente
	PB	0,930/ano	PB = M (Pauly, 1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b)
	QB	8,400/ano	Relação de Palomares & Pauly, (1998)
2. <i>Hypostomus strigaticeps</i>	B	0,100t/km	Calibrado manualmente
	PB	1,090/ano	PB = M (Pauly, 1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b)
	QB	27,400/ano	Relação de Palomares & Pauly, (1998)
3. <i>Leporinus friderici</i>	B	0,575t/km	Estimado pelo Ecopath
	PB	0,820/ano	PB = M Pauly, (1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b)
	QB	7,500/ano	Relação de Palomares & Pauly. (1998)
4. <i>Brycon nattereri</i>	B	0,610t/km	Estimado
	PB	0,720/ano	PB = M Pauly, (1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b)
	QB	8,400/ano	Relação de Palomares & Pauly, (1998)
5. <i>Astyanax fasciatus</i>	B	0,220t/km	Estimado
	PB	3,000/ano	PB = M Pauly, (1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b) e calibrado manualmente
	QB	14,300/ano	Relação de Palomares & Pauly, (1998)
6. <i>Astyanax altiparanae</i>	B	1,175t/km	Estimado pelo Ecopath
	PB	3,000/ano	PB = M Pauly, (1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho, (2005b) e calibrado manualmente
	QB	14,600/ano	Relação de Palomares & Pauly. (1998)
7. <i>Salminus hilarii</i>	B	0,256t/km	Estimado pelo Ecopath
	PB	0,410/ano	PB = M Pauly, (1980), utilizando o K de Angelini & Agostinho. (2005b)
	Q/B	9,100/ano	Relação de Palomares & Pauly, (1998)
8. Insetos	B	0,800t/km	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005a)
	PB	30,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005a)
	QB	250,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005)
9. Fitoplâncton	B	2,621t/km	foram calculadas através dos dados de coleta, embasado em Angelini & Agostinho, (2005 a e b)
	PB	300,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005)
	QB	-	Não se aplica
10. Zooplâncton	B	6,290t/km*	através dos dados de coleta.
	PB	55,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005)
	QB	250,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005)
11. Macrófita aquática	B	388,170t/km*	foram retiradas de Carvalho & Angelini, (1999)
	PB	10,000/ano	foram retiradas de Angelini & Agostinho, (2005)
	QB	-	Não se aplica
12. Detritos	B	1,000	Estimado pelo Ecopath
	PB	-	Não se aplica
	QB	-	Não se aplica

Tabela 3 - Composição da Dieta (em %). Colunas representam o predador. Baseadas no Índice Alimentar (Capítulo 1).

Presa/Predador	1	2	3	4	5	6	7	8	10
1. <i>Hoplias malabaricus</i>	0,100								
2. <i>Hypostomus strigaticeps</i>									
3. <i>Leporinus friderici</i>						0,020	0,050		
4. <i>Brycon nattereri</i>	0,030					0,020			
5. <i>Astyanax fasciatus</i>	0,100					0,020	0,050		
6. <i>Astyanax altiparanae</i>	0,570					0,020	0,800		
7. <i>Salminus hilarii</i>	0,050								
8. Insetos	0,100		0,600	0,700	0,200	0,817	0,050		
9. Fitoplancton					0,050	0,020			0,400
10. Zooplancton					0,050	0,020			
11. Macrófita aquática			0,050		0,050	0,031		0,200	
12. Detritos	0,050	1,000						0,300	0,600
Import			0,350	0,300	0,650	0,030	0,050	0,500	
Soma	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

Tabela 4 – Parâmetros básicos do Ecopath de um trecho do rio Corrente – GO, (2003-2005), (B, biomassa; PB, produção por biomassa; QB, consumo por biomassa; EE, eficiência ecotrófica). Valores entre parênteses foram calculados pelo Ecopath. Coluna Caminhos, representa o número de caminhos (fluxos) que a energia faz para chegar aquele compartimento.

Compartimento	B	PB	QB	EE	Nível Trófico	Caminhos	Comprimento do caminho
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,200	0,930	8,400	(0,903)	(3,92)	(56)	(3,52)
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	0,100	1,090	27,400	(0,000)	(2,00)	(1)	(1,00)
<i>Leporinus friderici</i>	(0,575)	0,820	7,500	0,990	(2,92)	(3)	(1,67)
<i>Brycon nattereri</i>	(0,618)	0,720	8,400	0,900	(3,00)	(2)	(2,00)
<i>Astyanax fasciatus</i>	0,220	3,000	14,300	(0,961)	(2,71)	(6)	(1,67)
<i>Astyanax altiparanae</i>	(1,175)	3,000	14,600	0,900	(3,02)	(17)	(2,35)
<i>Salminus hilarii</i>	(0,256)	0,410	9,100	0,800	(3,95)	(28)	(3,04)
Insetos	0,800	30,000	250,000	(0,881)	(2,00)	(2)	(1,00)
Fitoplancton	2,621	300,000	-	0,800	(1,00)	-	-
Zooplancton	6,290	55,000	250,000	(0,001)	(2,00)	(2)	(1,00)
Macrófita aquática	388,17	10,000	-	(0,011)	(1,00)	-	-
Detritos	1,000	-	-	(0,216)	(1,00)	-	-
TOTAL	-	-	-	-	-	117	-

Tabela 5 – Quantificação geral dos fluxos energéticos para o modelo do rio Corrente (GO).

Parâmetro	Valor	Unidade
Soma do consumo total	1809,051	t/Km ² /ano
Soma de todas as exportações	3662,535	t/Km ² /ano
Soma de todos os fluxos respiratórios	1111,790	t/Km ² /ano
Soma de todos os fluxos para detritos	4668,859	t/Km ² /ano
Transferências totais do sistema	11252,000	t/Km ² /ano
Soma da produção total	5044,000	t/Km ² /ano
Produção primária líquida total calculada	4668,584	t/Km ² /ano
Produção primária total / Respiração total	4,199	-
Produção líquida do sistema	3556,795	t/Km ² /ano
Produção primária total / Biomassa total	11,642	-
Biomassa total / Transferências totais	0,0036	-
Total da Biomassa (exceto detritos)	401,027	t/Km ²
Índice de conectividade	0,361	-
Índice de onívora do sistema	0,105	-

Figura 1-Diagrama de fluxo do Ecopath do rio Corrente (GO).

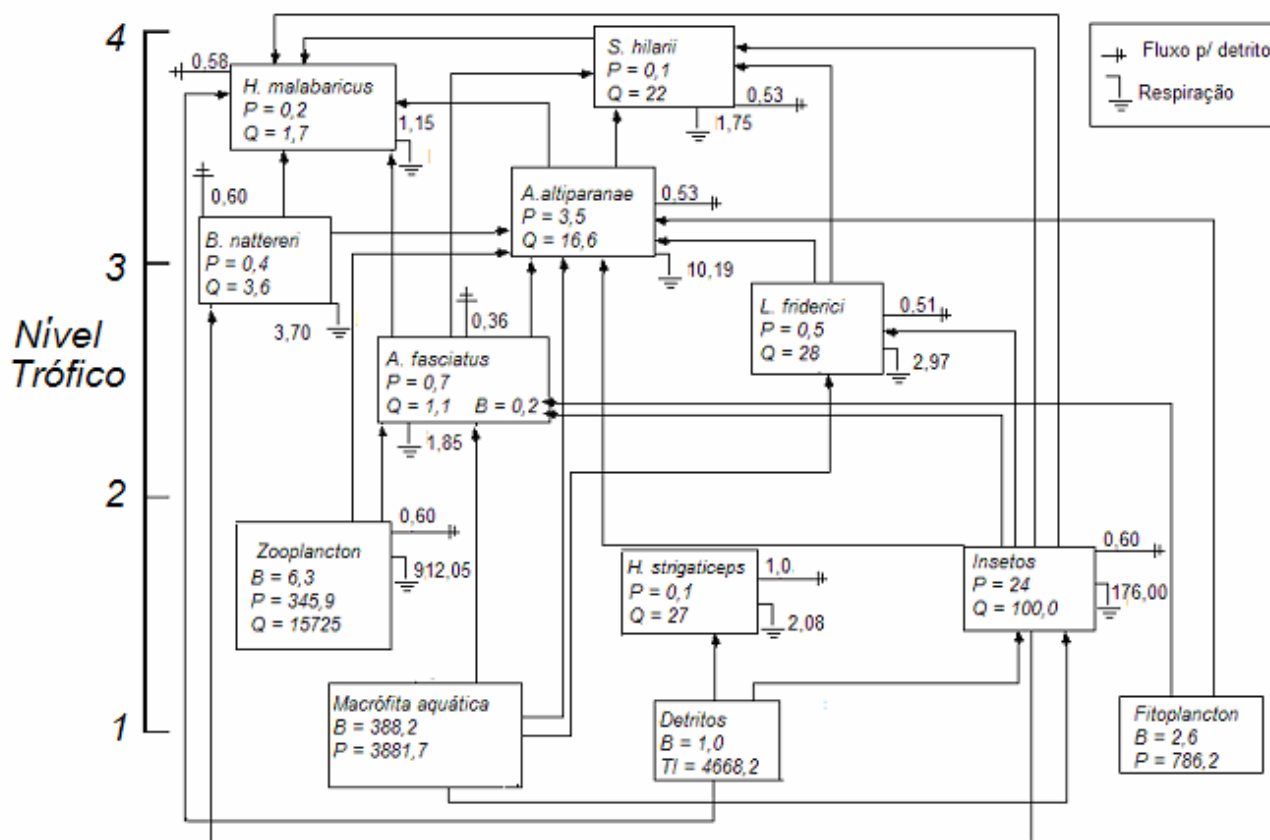
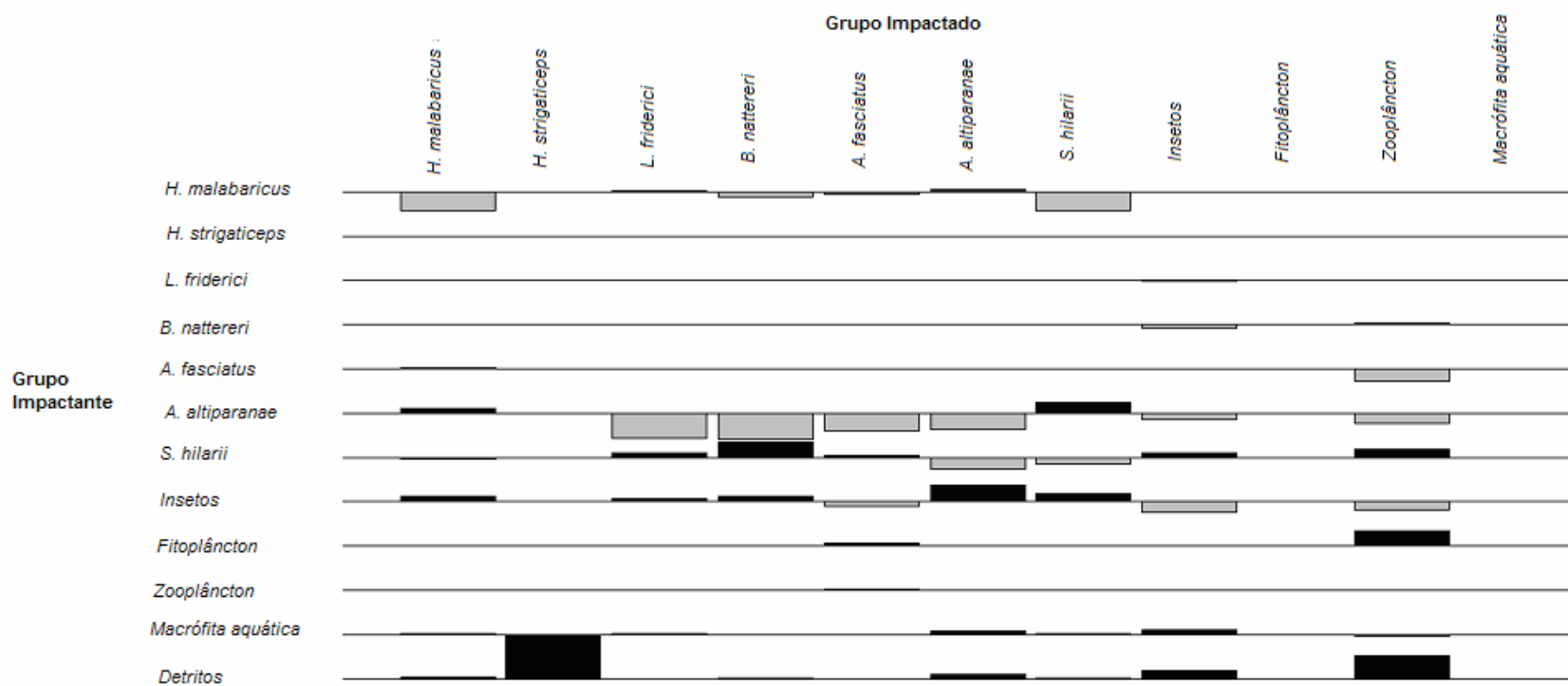


Figura 2 – Matriz de Leontief (análise de impacto trófico) para o modelo Ecopath do Rio Corrente (GO).



A Figura 2 apresenta a matriz de impacto de Leontief e simula o impacto do aumento da biomassa em um tempo t para o tempo $t+1$, de um grupo impactante (linha) sobre um grupo impactado (coluna), ou seja, mostra o que acontece com todos os compartimentos (grupos impactados) se houver um aumento de 10% na biomassa do grupo impactante

Nota-se na Figura 2 que o aumento da biomassa de *H. malabaricus* (predador de topo), causa um decréscimo na biomassa de suas presas, mas também para sua própria biomassa, este devido ao aumento no canibalismo. A figura evidência também que o aumento na biomassa de detrito causa o incremento na biomassa de *H. strigaticeps*.

Atributos ecossistêmicos

O Ecopath do Rio Corrente apresentou valor de “overhead” (energia de reserva) de 38,4%, e conseqüente ascendência de 48,26%. O índice de Finn que representa a porcentagem de material que é reciclada no sistema foi de apenas 0,01%. A taxa de Produção Primária Total / Respiração Total foi de 4,9.

Discussão

O trecho estudado do rio Corrente apresenta poucas espécies de peixes que concentram sua reprodução numa única época do ano e tem parte da sua dieta diretamente dependente do ecossistema terrestre.

O Ecopath é normalmente usado em ecossistemas lênticos (reservatórios e lagos) de água doce, já em ambientes de rio seu uso é bastante restrito, com exceções de Mathews (1993) que trabalhou com produtividade e fluxo de energia no rio Thames, Inglaterra, e Palomares et al. (1993) que fizeram um modelo preliminar do rio Garonne (Toulouse, França) e mostraram a baixa eficiência ecotrófica, com exceção de macroinvertebrados e zooplâncton.

Apesar deste fato, o modelo aqui calibrado parece bastante coerente com o nosso conhecimento do sistema. Assim, por exemplo, a matriz de Leontief (Figura 2) mostrou que *H. malabaricus*, exerce importante função na cadeia trófica, mostrando ser um regulador do tipo *top down*, já que é um peixe piscívoro, (Nível Trófico, NT = 3,92).

Ainda, o aumento na biomassa de detritos causa o incremento na biomassa de *H. strigaticeps*, peixe exclusivamente detritívoro cujo aumento em nada influencia nos demais compartimentos (Figura 2). Os detritos também causarão modificações em outros compartimentos o que mostra que o sistema não é inteiramente desprovido de regulação pelos mecanismos “*botton-up*” (de baixo para cima).

Desta forma, é quase certo que o controle do sistema seja realizado por um equilíbrio entre estes dois mecanismos reguladores, como mostra claramente o compartimento correspondente a *A. altiparanae*. Com nível trófico intermediário (NT = 3,02) este peixe é o compartimento que mais altera o sistema como um todo causando aumento de seus predadores *H. malabaricus* e *S. hilarii*, diminuição de suas fontes alimentares e redução em seus competidores (Figura 1).

O ambiente estudado apresenta vários microhabitats (rio, córregos e remansos), aumentando a diversidade local e permitindo uma teia alimentar relativamente complexa com 117 caminhos (Tabela 4), para um ambiente com baixa riqueza de espécies de peixes (Figura 1). Hahn et al. (1997) relata que a diversidade do Alto Rio Paraná permite uma teia alimentar com muitos caminhos. De fato, Angelini & Agostinho (2005b) quantificaram 6.961 caminhos para este ambiente de planície. Christensen e Pauly (1998) afirmam que a alta redundância colabora com a estabilidade (overhead), maturidade (produção total primária/ respiração total) e com o fluxo de internalização (índice de ciclagem de Finn) que ajuda no desenvolvimento do ecossistema.

O modelo do rio Corrente apresentou “overhead” no valor de 38,44%. A importância deste reside no fato que apesar de Ulanowicz (1986) ter previsto que na evolução do sistema o overhead se reduziria, mas Christensen (1995) mostrou com dados empíricos que, na verdade, é o overhead que aumenta com o desenvolvimento do sistema, assim um overhead baixo pode indicar baixa estabilidade ou “imaturidade” do sistema. O valor de “overhead” do rio Corrente é baixo quando comparado com Angelini & Petreire (1996), que estudaram o reservatório do Broa (SP) e cujo valor de overhead foi de 65% e com o estudo de Silva-Jr. (1998) num lago do baixo Amazonas (overhead = 70%). Porém Angelini et al. (2005), comparando 6 reservatórios do Estado do Paraná, mostrou que 3 deles tiveram overhead menor que o do Rio Corrente, provavelmente pela baixa idade

destes sistemas artificiais. Palomares (1993) e Mathews (1993) são os únicos modelos de Ecopath em ambiente de rio, mas eles não abordaram o overhead.

Índice de Finn

A ciclagem de nutrientes ou energia em ecossistemas também está relacionada com maturidade, pois Odum (1969) assume que sistemas maduros apresentam um alto grau de reciclagem comparado com sistemas imaturos. Várias definições de ciclagem tem sido sugeridas, mas aqui utilizamos o índice de ciclagem de Finn, que se refere à porcentagem de fluxos reciclados no sistema.

Para o rio Corrente o valor de Finn é 0,01% o que demonstra uma ciclagem muito baixa quando comparado com outros sistemas e evidencia a característica do rio estudado, ou seja o fluxo do rio de cabeceira é bem maior. Sendo exíguos trabalhos em ambiente de rio e abordagem não analisada na forma deste estudo. Em termos de comparação utilizou-se o trabalho do reservatório Rosana no rio Paranapanema (Costa *et al.*, no prelo. 2005) este valor esteve em 49,62% o que demonstrou a alta ciclagem de nutrientes uma característica muito encontrada no ambiente de reservatório ao contrário de rio. Angelini *et al.* (2005) mostra que o reservatório de Irai apresentou índice de Finn igual a 0,69%, um valor baixo mas mesmo assim 60 vezes superior ao do Rio Corrente.

Para a análise de um ambiente de rio onde alterações antrópicas exercem certo efeito sobre várias comunidades, pode-se dizer que a abordagem energética e sistêmica se apresenta adequada para avaliar as condições ambientais, e os fluxos energéticos do ecossistema aquático. Ainda para este ambiente que se tornará um reservatório, é de grande relevância a medida destes fluxos.

Considerações finais

O trecho do rio Corrente estudado possui baixa riqueza de espécie, Neste trabalho apenas oito espécies foram coletadas, isto por ser um rio de cabeceira e o local de estudo já

se encontra entre trechos encachoeirados dificultando assim a subida dos peixes presentes mais à jusante. Grande parte da comunidade se reproduz na cheia, com exceção do Characiforme *B. nattereri* com preferência da seca. A maior parte da comunidade se alimenta principalmente de insetos, consumo de restos de vegetais demonstrando ainda plasticidade alimentar para a maioria das espécies. A presença de espécie exótica, as alterações e eventual ausência de matas ciliares e até mesmo quase ausência de frutos na alimentação pode ter demonstrado a interferência antrópica no ambiente amostrado. Com isto, além do entendimento da comunidade local espera-se disponibilizar um banco de dados que possibilitará posteriormente, com a construção de uma hidroelétrica neste local, o estudo das alterações na comunidade a ser futuramente impactada.

A influência antrópica, a baixa riqueza de espécies e a grande quantidade de material alóctone principalmente na alimentação de algumas espécies influenciam no fato que o rio não mostrou padrão de maturidade descrito por Odum (1969), e suas interações demonstraram um sistema em desenvolvimento provavelmente devido a intensa correnteza de suas águas que, por exemplo, impede maior ciclagem de nutrientes. Observa-se também que o rio tem baixo número de compartimentos (devido a poucas espécies de peixes), sendo que quanto menor este número, menor a complexidade, e conseqüentemente, menor estabilidade.

De acordo com atributos ecossistêmicos analisados neste trecho, o rio Corrente apresenta-se longe da maturidade, o que é esperado em se tratando de rio de cabeceira com correnteza e que apesar de receber um aporte elevado de nutrientes, provenientes dos compartimentos de detritos e insetos, este detrito não é reciclado no sistema, pois flui com suas águas para o rio Paranaíba. Em relação à comunidade de peixes a diversidade de espécies e abundância delas é baixa, fato que pode demonstrar um ambiente com fluxos energéticos bem definidos e pouca interação entre estes fluxos.

Perspectivas de trabalho:

A importância deste estudo neste trecho de rio reside no fato que ele será inundado para a formação de um reservatório e então posteriormente servirá para análise do impacto

no ecossistema. Analisando posteriormente um ambiente transformado de lótico para lântico.

Referências Bibliográficas

- Angelini, R. (2002)a. Bases para a aplicação da teoria da informação em ecossistemas, com ênfase na ascendência. *Acta Scientiarum*, Maringá (PR), v. 24, n. 2, p. 275-283.
- Angelini, R. ; L. C. Gomes; A.A. Agostinho. (2006). Modeling energy flow in a Large Neotropical Reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. *Neotropical Ichthyology*, Rio Grande do Sul, v. aceito.
- Angelini, R. *et al.*, *no prelo*. (2005). Aplicação do modelo Ecopath em vários reservatórios do Paraná (PR).
- Angelini, R. & Petrere, M. (1996). "The Ecosystem of the Broa Reservoir (Brazil), modeled using the ECOPATH II." (*NAGA*, - Vol.19, nro. 2: 36-41)
- Angelini, R & A.A. Agostinho. (2005)a. Food web model of Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects . *Ecological modelling*,181 - 2005. p 109-121.
- Angelini, R & A.A. Agostinho. (2005)b. Parameter Estimates for Fishes of the Upper Paraná River Floodplain and Itaipu Reservoir (Brasil). *NAGA*, Vol.28 No, 1 & 2 Jan-Jun.
- Carvalho A. R. & Angelini R. (1999). Relatório Técnico de Monitoramento das Macrófitas Aquáticas do trecho de influência da UHE- Espora, Centro Tecnológico de Engenharia (CTE).
- Costa. R. S. *et al.* *no prelo*. Aplicação do modelo Ecopath em vários reservatórios do Paraná (PR). O uso da abordagem ecossistêmica como ferramenta de avaliação ambiental. Cap. 4.
- CTE. (2005). Estudo da comunidade Fitoplanctônica do trecho de influência da UHE- Espora, Centro Tecnológico de Engenharia (CTE).

- Christensen, V. & Pauly, D., 1991 *A Guide to the ECOPATH II Software System (version 2.0)*. International Center for Living Aquatic resources Management. Manila, Philippines.
- Christensen, V. & Pauly, D.; 1992. ECOPATH II — a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics *Ecological Modelling*, 61: 169-185.
- Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological modelling* 77: 3-32.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. (2006). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version.
- Leontief, W. W. (1951). *The structure of the American economy*, 2 Edição. Oxford Univesit Press. New York. 264 p.
- Matthews, C. P. (1993). Productivity and Energy flows at All Trophic Levels in the River Thames, England: Mark 2. p161-171. In V.
- Odum, E.P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science* 104: 262-270.
- Palomares M. L. Yulianto B., Puy L. Bengen D. Beland A. (1993). A preliminary Model of the Garonne River (Toulouse, France) Ecosystem in Spring ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Palomares, M.L. & Pauly D. (1998). Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine and freshwater research*, 49 (5): 447-453
- Pauly, D. (1980). On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. CIEM* 39 (3): 175-192.
- Pauly, D., Soriano, M. & Palomares, M.L. (1987). On improving the construction, parametrization and interpretation of "steady-state" multispecies models. Presented at the 9th Shrimp and Finfish Fisheries Management - Workshop, 7-9 December 1987, Kuwait. ICLARM Contr. 627. International - Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines.
- Polovina, J.J., (1984). Model of a coral reef ecosystem. Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3:1-11.
- Rocha, G.R.A.; Gasalla, M.A.; Rossi-Wongtschowski, C.L.D.B; Soares, L.S.H.; Pires-Vanin, A.M.S.; Muto, E.Y.; Cergole, M.C.; Adair, E.; Mesquita, H.S.L.; Ganesella-Galvão, S.M.F.; Veja-Pérez, L.A. e Jarre-Teichmann, A.. (1998). Quantitative model of trophic interactions in the Ubatuba Shelf system (Southeastern Brazil). *Naga, the ICLARM Quartely (out/december)* 25 – 32.

- Silva Júnior, U.L. (1998). Análise da produção pesqueira de um lago de várzea do Baixo
- Strickland, J. D. H; Parsons, T. R. (1972). A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Board. Can. 167, 310p.
- Ulanowicz, R.E. (1986). *Growth and development: ecosystem phenomenology*. Springer Verlag. NY. 203 pp.
- Wolff, M., Koch, V., Isaac, V. (2000). A Trophic Model of Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 789-803.