

Freqüência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia

Ivanzir Vieira¹

FREQUENCY, CONSTANCY, RICHNESS AND SIMILARITY OF THE ICTHYOFAUNA OF CURUÁ-UNA BASIN, AMAZÔNIA

ABSTRACT: Quantitative information on fish communities of the Curuá-Una river basin and reservoir was obtained from Dec./1977 to May/1978. The fishes were collected monthly using gill-nets with different mesh sizes at 7 stations above, into e below the reservoir. The 3,052 fish sampled were compared using the frequency, constancy, richness and similarity. The results showed a dominance of carnivorous fishes in the reservoir, while omnivorous and herbivorous were more numerous in the lotic stations. The accidental species seems to be more numerous than accessory and constant. Lower species richness occurred in the reservoir. The similarity analysis showed an ancient separation of fauna above and below the dam. Sampling methods is still discussed.

Key words: Amazônia, Curuá-Una, dam, ecology, fish, ichthyofauna, impact, reservoir, synecology.

¹ Departamento de Zoologia - Instituto de Ciências Biológicas - Universidade Federal de Juiz de Fora 36036-330, Juiz de Fora, MG, Brasil. E-mail: ivieira@icb.ufjf.br

INTRODUÇÃO

Curuá-Una, primeira represa da Amazônia central, foi inaugurada em 1977. Por sua posição, despertou um interesse maior em relação às modificações que se processariam nesse ambiente e, no mesmo ano, foram iniciados estudos hidroquímicos, florísticos e faunísticos. O presente trabalho registra as capturas de peixes em sete estações localizadas na bacia acima, dentro e abaixo da represa de Curuá-Una, discutindo sua frequência, constância, riqueza, similaridade e aspectos da metodologia.

Configuração da área

A Usina Hidrelétrica de Curuá-Una foi construída no rio de mesmo nome, afluente à margem direita do rio Amazonas e situado entre os rios Tapajós e Xingu. Os tributários da represa são os rios Curuá-Una, ao sul, e Moju e Mujuí, a oeste, definidos por JUNK *et al.* (1981) como de água clara. Um quarto tributário, de pequeno porte, o rio Poraquê, desagua na represa entre o rio Curuá-Una e o rio Moju. Está totalmente contido nos substratos geológicos da Formação Barreiras, como estão os rios Moju e Mujuí, sendo possível afirmar-se ter águas ácidas, reduzida concentração em sais minerais, poucas macrófitas aquáticas presentes e ictiofauna semelhante à do rio Moju, do qual foi afluente antes do enchimento do reservatório.

A represa é alongada, com 75km de comprimento e largura máxima de 4km, hipolímnio anóxico em quase toda a sua extensão, oxigênio de afluência dos tributários apenas nos dois metros superficiais (DARWICH, 1982). Dista 70km de Santarém, Pará, e nela já era evidente a ação antrópica em 1977, quando ainda não havia completado o primeiro ano de seu fechamento.

Abaixo da barragem, o único afluente do rio Curuá-Una, de porte considerável, é o rio Curuá do Sul, à margem direita. Tem seu pH próximo à neutralidade e mais sais minerais que os demais afluentes. Suas características hidroquímicas o situam próximo ao rio Curuá-Una, sendo também classificado como de água clara. Havia grande desenvolvimento de macrófitas aquáticas em suas margens e atividades agrícolas se desenvolviam em suas várzeas.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram mensais e se iniciaram em dezembro de 1977, com as águas no seu mais baixo nível, estendendo-se até maio de 1978, em plena enchente. Sete estações foram demarcadas, tomando-se como base a barragem:

- I- rio Curuá-Una, 90 quilômetros acima da barragem, em água corrente;
- II- reservatório, na confluência dos rios Curuá-Una, Poraquê e Moju, no km 45, lântico;
- III- rio Moju, acima, no km 68, ecótono; águas correntes com nível acima do normal;
- IV- rio Mujui, acima, km 63, ecótono; águas correntes com nível acima do normal;
- V- reservatório, junto à barragem, km 0, lântico;
- VI- rio Curuá-Una, abaixo da barragem, km 20, águas correntes;
- VII- rio Curuá do Sul, abaixo da barragem, km 50, águas correntes.

A Estação I foi situada no principal tributário da represa, o rio Curuá-Una. Este, em sua cabeceira, percorre trecho do Carbonífero cujo sedimento apresenta maior conteúdo em sais minerais que os estratos do Terciário. O local escolhido ficava junto a uma pequena ilha, no canal à direita da mesma, parcialmente recoberto pela vegetação marginal, em águas correntes bem oxigenadas. A margem direita era elevada, íngreme, a esquerda baixa e alagável nas chuvas. A Estação II foi situada na confluência dos rios Curuá-Una, Poraquê e Moju, em águas lânticas, porém com fluxo na época das chuvas, de dezembro a maio. As margens eram afastadas e baixas. Nos rios Moju e Mujuí, onde foram posicionadas as Estações III e IV, as águas são do tipo claras, mais empobrecidas em sais, porém, do que as do rio Curuá-Una e com maior transparência. Percorrem os estratos geológicos do Terciário. A Estação V foi estabelecida no reservatório a pequena distância da barragem, junto à margem direita, em águas transparentes, entre troncos mortos durante o alagamento. A concentração de oxigênio era baixa e

um forte odor semelhante a gás sulfídrico impregnava o ar. Grande quantidade de matéria orgânica vegetal ainda estava em decomposição em suas águas. A Estação VI foi localizada no rio Curuá-Una abaixo da barragem, com oxigenação bem superior à da anteriormente citada, em função do leito pedregoso e turbulento, bem como da ação da comporta e de duas cachoeiras, Palhão e Portão. A Estação VII, no rio Curuá do Sul, estava fora da influência direta do impacto da construção da barragem. Seu pH era próximo à normalidade e assim se manteve por todo o período de trabalho. Florações de macrófitas ocorriam em suas margens, havendo muitas várzeas cultivadas. O leito era sedimentar e as águas sem turbulência, que eram verdes durante o estio, tornaram-se pardacentas com a chegada das chuvas. Os valores hidroquímicos médios encontrados nas estações constam da Tabela 1.

Tabela 1 - Valores hidroquímicos médios para as águas superficiais em estações situadas na bacia do rio Curuá-Una, obtidos de novembro de 1977 a maio de 1978.*

Estação	Disco de Secchi (m)	pH	Condutividade ($\mu\text{S}_{25}/\text{cm}$)	Minerais totais (mg/l)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Oxigênio dissolvido	
						(mg/l)	(%sat.)
I	1,1	5,7	25,7	35,1	27,3	5,0	63,7
II	2,3	5,6	19,0	26,0	29,5	2,5	33,1
III	2,8	4,6	11,3	15,4	27,7	2,4	31,7
IV	2,9	4,9	10,9	14,9	28,2	3,4	44,8
V	2,1	5,4	18,6	25,5	29,3	1,0	13,7
VI	1,9	5,4	19,1	26,1	28,6	5,8	75,0
VII	-	6,5	23,7	32,3	27,4	6,9	93,0

* Dados cedidos por VIEIRA & DARWICH (1999).

Os peixes foram capturados com emalhadeiras, ou redes de emalhar, dispostas em conjunto de cinco, com aberturas de

malhas de 30, 40, 60, 80 e 120mm de distância entre nós opostos. O tempo de amostragem variou de uma estação para outra sendo igual, porém, para todas as redes postadas numa estação. O intervalo das despescas numa estação foi o mesmo para todas as redes mas variou de um mês para outro e de uma estação para outra. Em abril (Estações I, II, V, VI e VII) e maio (Estações III e IV) de 1978, o conjunto de redes foi duplicado para amostra simultânea em "rio" e "igapó", entendendo-se como tal, respectivamente, locais de águas abertas e locais próximos à margem, com árvores ainda vivas, parcialmente imersas.

O pescado foi identificado individualmente e registrado em ficha com dados biométricos, horário de captura, determinação de sexo e medidas do aparelho de captura. Após fixado foi depositado no Departamento de Zoologia da UFJF, em Juiz de Fora, MG; no INPA, em Manaus, AM e no Museu de Zoologia da USP, São Paulo, SP.

A frequência de capturas de uma espécie (fi) foi determinada dividindo-se o número de exemplares capturados dessa espécie (ni) pela soma do número total de capturas da estação (Sni): $f_i = n_i / S_{ni}$. A frequência de uma estação (Fe) foi obtida pela divisão do total de capturas da estação (Sni) pelo somatório das capturas de todas as estações (SNT): $F_e = S_{ni} / S_{NT}$.

A análise de similaridade comparativa das estações foi feita pelos coeficientes de similaridade de JACCARD (1912): $CS = c / a + b - c$; de SORENSEN (1948): $CS = 2c / a + b$; e de SIMPSON (1960): $CS = c / n^\circ \text{ spp na menor das faunas}$. Nesses índices, "c" representa o número de espécies comuns a ambas as faunas, e "a", "b", o número de espécies da estação "A" e da estação "B". Utilizou-se, ainda, a porcentagem de similaridade de RAABE (1952), onde: $PS = S \%$ mínima das espécies em duas estações comparadas.

A constância das espécies foi analisada segundo BODENHEIMER (1955), onde $C = p \cdot 100/N$, "p" correspondendo ao número de amostragens mensais com presença da espécie estudada e "N" o número total de amostragens mensais efetuadas, considerando-se "constantes" as espécies com mais de 50% de presença, "acessórias" aquelas presentes entre 25 e 50% e "acidentais" se presentes em menos de 25% das coletas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Frequência e distribuição de capturas

Foram capturados 3052 peixes, contidos em 99 espécies, cuja frequência consta da Tabela 2.

Tabela 2 - Frequência de capturas de 99 espécies de peixes amostrados de dezembro/1977 a maio/1978, em sete estações na bacia do rio Curuá-Una e seus afluentes.

E S P É C I E	E S T A Ç Õ E S							TOTAL
	I	II	III	IV	V	VI	VII	
<i>Pellona castelneana</i> Val., 1847	-	-	-	-	-	0,78	5,01	0,66
<i>P. flavipinnis</i> (Val., 1849)	-	-	-	-	-	1,96	4,73	0,72
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> Vand., 1829	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	-	-	0,21	-	0,27	-	0,28	0,10
<i>Hoplias</i> sp.	-	0,31	0,21	0,28	-	-	0,28	0,16
<i>Boulengerella lucia</i> (Cuvier, 1817)	1,02	0,63	0,62	0,55	-	2,35	-	0,69
<i>B. maculata</i> (Val. 1849)	0,34	3,45	2,45	2,48	5,75	6,67	5,29	3,31
<i>Anostomus gracilis</i> (Kner, 1859)	-	-	0,83	0,28	-	-	-	0,16
<i>A. taeniatum</i> (Kner, 1859)	0,68	-	-	0,28	-	-	-	0,16
<i>A. trimaculatus</i> (Kner, 1858)	0,34	0,47	2,90	1,65	0,27	0,39	-	0,88
<i>Leporinus agassizi</i> Steind., 1876	0,68	0,16	-	0,28	-	0,39	0,28	0,26
<i>L. brunneus</i> Myers, 1950	0,17	-	-	-	-	-	-	0,03
<i>L. fasciatus</i> (Bloch, 1794)	0,51	0,31	0,62	0,83	0,27	1,18	-	0,49
<i>L. friderici</i> (Bloch, 1793)	0,34	-	0,83	0,83	-	-	-	0,29
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Schizodon fasciatus</i> Agassiz, 1829	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	1,95	0,23
<i>Hemiodus</i> sp.	9,66	-	1,24	4,68	-	-	-	2,62
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	0,17	0,16	0,27	0,55	-	3,53	5,01	1,05
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1859)	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Chilodus punctatus</i> (M. & Tr., 1844)	-	-	-	-	0,27	-	-	0,03
<i>Curimata cyprinoides</i> (Linn., 1758)	0,17	-	-	0,28	0,27	-	7,24	0,95
<i>C. spilura</i> (A) Gunther, 1864	-	0,16	-	-	-	-	-	0,03
<i>C. vittata</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	0,84	0,10
<i>Curimatella alburna</i> (M. & Tr., 1844)	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Val. 1811)	-	-	-	-	-	1,18	-	0,10
<i>S. theraponura</i> (F., 1906)	-	-	-	-	-	0,78	-	0,07
<i>Semitapicis planirostris</i> (Gray, 1854)	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Catoprlon mento</i> (Cuvier, 1819)	-	1,25	0,41	0,83	4,93	-	-	1,02
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope, 1870)	-	-	-	-	-	1,18	0,28	0,13
<i>Myleus pacu</i> (Schomburgk, 1841)	0,17	-	-	-	-	-	-	0,07
<i>M. schomburgkii</i> (Jardine, 1841)	0,17	1,10	-	-	-	-	0,28	0,20
<i>Myleus</i> sp. (A)	1,02	0,16	2,28	4,13	2,47	4,31	-	1,74
<i>Myleus</i> sp. (B)	1,53	0,16	-	-	0,27	-	-	0,36
<i>Myleus</i> sp. (C)	4,91	-	0,21	1,38	-	0,78	-	1,21
<i>Myleus</i> sp. (D)	0,34	-	-	-	-	0,39	-	0,10
<i>Mylossoma duriventris</i> (Cuvier, 1818)	-	-	-	-	-	0,79	-	0,07
<i>Serrasalmus aureus</i> Spix, 1829	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>S. rhombeus</i> (Linn., 1766)	4,58	5,64	2,70	4,96	12,05	1,96	-	4,69
<i>S. serrulatus</i> (Val., 1849)	0,51	-	0,21	-	1,92	0,78	0,28	0,46
<i>S. striolatus</i> Steind., 1908	0,17	1,72	0,62	1,10	1,92	-	-	0,85
<i>Serrasalmus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	1,11	0,13
<i>Utiaritchthys sennaebregai</i> Rib., 1937	-	-	1,04	0,28	-	-	0,28	0,23
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	0,17	-	1,24	-	-	-	-	0,23
<i>A. falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	0,51	10,97	4,36	4,41	16,99	1,18	2,79	6,06
<i>A. guianensis</i> Menezes, 1968	-	0,16	-	-	-	-	-	0,03
<i>A. microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	0,85	12,54	6,64	14,33	28,22	-	1,39	9,08
<i>Astyanax anteroides</i> Géry, 1965	0,34	-	1,24	1,10	-	-	-	0,39

Tabela 2 (cont.)

E S P É C I E	E S T A Ç Õ E S							TOTAL
	I	II	III	IV	V	VI	VII	
<i>Astyanax</i> sp. (A)	0,17	-	0,21	-	-	-	-	0,07
<i>Brycon</i> cf <i>pellegrini</i> Holly, 1929	-	-	-	-	-	0,78	-	0,07
<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	5,10	3,62	0,85
<i>B. gracilis</i> (Eigenmann, 1908)	43,22	13,32	14,73	14,60	0,27	1,18	-	15,33
<i>B. melanurus</i> (Bloch, 1794)	14,58	20,38	42,95	22,04	12,60	-	-	17,99
<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope, 1870)	-	-	3,73	1,93	-	0,39	0,84	0,95
<i>C. macrolepidotus</i> (Cuvier, 1818)	0,34	-	-	-	-	1,96	1,39	0,39
<i>Charax pauciradiatus</i> (Gunther, 1864)	0,17	10,66	3,32	4,96	1,92	-	-	3,60
<i>Cynopotamus amazonus</i> (Gunther, 1868)	2,03	-	-	0,28	-	-	-	0,43
<i>Hydrolicus scomberoides</i> (Cuvier, 1819)	0,17	-	-	-	-	1,57	0,56	0,23
<i>Moenkhausia justae</i> Eigenmann, 1908	-	-	0,41	-	-	-	-	0,07
<i>Moenkhausia</i> cf <i>lata</i> Eigenmann, 1908	0,85	-	-	-	-	-	-	0,16
<i>M. oligolepis</i> Gunther, 1864	0,17	-	0,41	-	-	-	-	0,10
<i>Raphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Agassiz, 1829	-	0,16	0,21	0,28	-	-	-	0,10
<i>Triportheus elongatus</i> (Gunther, 1864)	-	-	-	-	-	1,18	-	0,10
<i>T. pictus</i> (Garman, 1890)	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Eigenmannia virescens</i> (Val., 1847)	-	0,47	-	-	-	-	-	0,10
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linn., 1766)	-	0,16	-	0,55	-	-	-	0,10
<i>Trachydoras</i> sp.	-	-	-	-	-	-	2,51	0,29
<i>Auchenipterichthys</i> sp.	-	-	-	-	-	18,82	6,41	2,33
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix, 1829)	4,75	10,97	-	7,71	-	20,00	1,39	5,96
<i>Centromochlus heckelii</i> (Filippi, 1853)	-	-	-	-	-	6,27	25,35	3,51
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linn., 1766)	1,02	0,47	-	-	2,47	-	0,28	0,62
<i>Tatia</i> sp.	0,34	0,16	1,45	1,38	0,82	1,18	-	0,69
<i>Platynematachthys notatus</i> (Sch., 1841)	-	-	-	-	-	-	6,13	0,72
<i>Sorubim</i> sp.	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Ageneiosus brevifilis</i> Val., 1840	2,37	2,04	0,83	0,55	0,82	-	1,67	1,38
<i>Ageneiosus</i> sp. (A)	-	-	-	-	-	0,78	0,84	0,16
<i>Ageneiosus</i> sp. (B)	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Ageneiosus</i> sp. (C)	-	-	-	-	-	-	1,95	0,23
<i>Ageneiosus</i> sp. (D)	-	-	-	-	-	0,39	0,28	0,07
<i>Ancistrus</i> cf <i>occidentalis</i> (Regan, 1904)	0,17	-	-	-	-	-	-	0,03
<i>Hypoptopoma</i> sp.	-	-	-	-	-	5,88	5,01	1,08
<i>Panaque</i> sp. (B)	-	-	-	0,28	-	-	-	0,03
<i>Parahemiodon stubelii</i> (Steind., 1883)	-	-	-	-	-	-	0,84	0,10
<i>Plecostomus</i> cf <i>varimaculosus</i> (F., 1945)	0,17	-	-	-	-	-	-	0,03
<i>Astronotus ocellatus</i> (Cuvier, 1829)	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Biotodoma cupido</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Cichla ocellaris</i> Schneider, 1801	-	0,16	-	-	-	0,39	0,56	0,13
<i>C. temensis</i> Humboldt, 1833	-	1,25	0,21	-	2,47	-	-	0,59
<i>Cichlasoma</i> cf <i>crassa</i> (Steind., 1875)	-	-	0,21	-	-	-	-	0,03
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
<i>Heros severus</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	-	0,28	0,03
<i>Crenicichla</i> cf <i>brasiliensis</i> (Bloch, 1797)	-	0,16	-	-	-	-	-	0,03
<i>C. cf cincta</i> Regan, 1905	-	-	0,21	-	0,27	-	-	0,07
<i>C. strigata</i> Gunther, 1862	-	0,16	0,21	-	-	-	0,28	0,10
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	0,82	-	-	0,10
<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	0,17	0,16	-	-	1,64	-	0,56	0,33
<i>Symphisodon discus</i> Haeckel, 1840	-	-	-	-	-	0,39	-	0,03
% total da estação	19,93	20,90	15,79	11,89	11,96	8,36	11,76	99,96
Totais de espécies por estação	40	32	35	32	24	42	44	99

Na Estação I, no rio Curuá-Una acima do reservatório, as espécies com maior percentual foram *Bryconops gracilis*, *B. melanurus*, *Hemiodus* sp., *Myleus* sp. (C), *Auchenipterus nuchalis*

e *Serrasalmus rhombeus* que, juntas, perfizeram 82% do total de capturas da estação, situada em água corrente. Na Estação II, no ambiente lêntico da represa, confluência dos rios Curuá-Una, Moju e Poraquê, *B. melanurus*, *B. gracilis*, *Acestrorhynchus microlepis*, *A. falcirostris*, *Auchenipterus nuchalis* e *Charax pauciradiatus* somaram 79% no número de exemplares amostrados. A Estação III teve *B. melanurus*, *B. gracilis*, *A. microlepis*, *Chalceus erythrurus* e *Charax pauciradiatus* como as espécies mais frequentes, atingindo 71% do total de capturas. O rio Mujuí, Estação IV, ecótono como o anterior, apresentou também concentração de espécies, congregando 73% das capturas em *B. melanurus*, *B. gracilis*, *A. microlepis*, *A. nuchalis*, *C. pauciradiatus*, *S. rhombeus* e *Hemiodus* sp. Junto à barragem, Estação V, as espécies mais frequentes foram *A. microlepis*, *A. falcirostris*, *B. melanurus*, *S. rhombeus* e *Boulengerella maculata*, correspondendo a 76% do total.

Abaixo da represa, novamente em água corrente, a Estação VI apresentou *Auchenipterus nuchalis*, *Auchenipterichthys* sp, *B. maculata*, *Centromochlus heckelii*, *Hypoptopoma* sp, *Bryconops alburnoides*, *Myleus* sp (A) e *Hemiodus unimaculatus* englobando acima de 70% das capturas. A Estação VII, no rio Curuá do Sul, registrou *C. heckelii*, *Curimata cyprinoides*, *Auchenipterichthys* sp, *Platynematachthys notatus*, *B. maculata*, *H. unimaculatus*, *Hypoptopoma* sp, *Pellona castelneana* e *P. flavipinnis*, com total de capturas superior a 70%.

Ao todo, as espécies com maior percentual de capturas foram *Bryconops melanurus* e *B. gracilis*, num total de 33%, que associadas às espécies *Acestrorhynchus microlepis*, *A. falcirostris*, *Auchenipterus nuchalis*, *Serrasalmus rhombeus*, *Charax pauciradiatus*, *Centromochlus heckelii*, *Boulengerella maculata* e *Hemiodus* sp., perfizeram um total de 72%.

As frequências variaram por estação, por espécie e por horário, bem como sazonalmente. Os valores registrados nas frequências de capturas com emalhadadeiras nos dão, melhor que a noção de abundância, a idéia da dispersão da ictiofauna (SIMPSON *et al.*, 1960), uma vez que são aprisionadas apenas espécies que estão se movimentando nas vizinhanças das redes e cujo comportamento torne possível sua captura. Algumas são menos susceptíveis de captura e estarão com registro de abundância pequeno, ou esses podem faltar embora pertençam à comunidade. Mas, apesar de continuamente em mudança, as co-

munidades são reconhecidamente estáveis através do ano e variam à medida em que se modificam as condições ecológicas.

Ressalvadas essas observações, vemos que a distribuição da frequência das espécies capturáveis com emalhadadeiras nas diferentes estações e a análise de similaridade dessas estações demonstraram a ocorrência de separação de faunas acima e abaixo da barragem, provavelmente anterior à construção. Pode-se admitir, inicialmente, a presença de barreiras, como a Cachoeira do Palhão com cerca de 5m de desnível, separando as faunas. *Auchenipterichthys* sp, por exemplo, com 2,33% das capturas totais, esteve presente somente nas estações VI e VII. Isto foi também observado nos clupeídeos capturados, *Pellona castelneana* e *P. flavipinnis*, que são capazes de enfrentar as águas tumultuadas de corredeiras, como várias vezes presenciado, mas com registro de captura apenas abaixo da barragem. Analisando *Bryconops melanurus*, verificamos que embora bem representado em número de exemplares nas estações I, III e IV, em água corrente, não teve capturas abaixo do reservatório, nas estações VI e VII, também situadas em água corrente. Acima da barragem, no ambiente lântico das estações II e V, essa espécie compareceu com, respectivamente, mais de 20% e 12% dos exemplares amostrados. Já *Boulengerella maculata* e *Acestrorhynchus falcistrotris*, capturadas em todas as estações, questionam a eficácia da cachoeira como barreira. É questionável, também, uma queda de cinco metros como obstáculo à descida de "matupiris", como são denominados os "lambaris" ou "piabinhas" da espécie *B. melanurus* ou à subida dos "apapás", *Pellona* spp. A cachoeira funciona, assim, como barreira de forma seletiva para algumas espécies. *B. maculata* e *A. falcistrotris* são espécies euritópicas, enquanto *B. melanurus* ficou circunscrita à região superior da bacia, provavelmente incapaz de competir com espécies como *Centromochlus heckelii*, *Auchenipterichthys* sp, *Bryconops alburnoides* ou, ainda, sob predação por espécies inexistentes ou pouco representadas acima da cachoeira, mas bem representadas abaixo.

Bryconops gracilis, a segunda espécie em número de indivíduos, só não foi capturada na Estação VII (Tabela 2). Tem sua distribuição ligada, provavelmente, a fatores como a melhor oxigenação das águas, associado a outros como uma migração parcial à montante do reservatório, ao se inundar este e reduzir-se o

oxigênio dissolvido. Com 43% de capturas na Estação I, estas decresceram até a Estação V (0,27%). Nessa foi verificada queda no oxigênio dissolvido (1,0 mg/l), tendo este aumentado na Estação VI (5,8mg/l), pela ação da turbulência na descarga das comportas e das cachoeiras existentes, onde *B. gracilis* registrou captura maior (1,18%) que na Estação V. FERREIRA (1984) registrou 13,7% de capturas abaixo da barragem e uma drástica redução nas capturas acima desta, mesmo ocorrendo a melhoria da oxigenação junto à barragem, o que demonstra não ter sido o nível mais elevado de oxigênio a única variável a ser considerada na dispersão dessa espécie.

A inexistência de dados anteriores à construção dificultou a discussão sobre a distribuição em termos de impacto ambiental. Não houve capturas de *B. melanurus* e *B. gracilis* - abundantes acima da barragem - no rio Curuá do Sul (Estação VII), que não sofreu o impacto direto da construção da barragem, como ocorrido com o baixo Curuá-Una, e poderia registrar a presença dessas espécies. Assim sendo, admitiu-se que a separação de comunidades acima e abaixo da barragem tenha ocorrido antes de sua construção. SANTOS & FERREIRA (1999), discorrendo sobre a ictiofauna da bacia do rio Amazonas, dividem a mesma em dois grupos e citam como barreira divisória desses "a primeira cachoeira a partir da planície", justificando essa divisão pela barreira física ou pelo biótopo diferente representado pela forte correnteza e ausência de lagos e igapós, acima da cachoeira. Isso concorda com os fatos ora apresentados.

Um número pequeno de espécies que, em conjunto, perfazem mais de 70% das capturas, observado em todas as estações no presente trabalho, é considerado como um fato normal em comunidades animais por vários autores, como EIGENMANN (1912), MACARTHUR (1965), PIELOU (1969, 1975) e ROS (1979), entre outros. SOUTHWOOD (1975), relacionando as diferentes análises de mensurações faunísticas, registrou a ocorrência de espécies raras, abundantes, dominantes e associadas e concorda com a afirmação de que as comunidades naturais são compostas de muitas espécies raras e de poucas abundantes. Essa afirmação foi constatada nas amostragens das estações da bacia do rio Curuá-Una, onde um número inferior a dez espécies reuniu, sempre, acima de 70% das capturas.

Para LOWE-MCCONNELL (1975), um lago que se forma

num rio atrás de uma barragem implica, necessariamente, na transformação da ictiofauna de ribeirinha a lacustre. *Serrasalmus* spp., *Acestrorhynchus falcirostris* e *A. microlepis*, espécies preferencialmente carnívoras (MARLIER, 1968; MENEZES, 1969; GÉRY, 1972) aumentaram nas capturas em água parada (Estações II e V). O predomínio de onívoros nas águas correntes cedeu lugar, no ambiente lêntico da represa, aos carnívoros, que no total subiram de 8% (Estação I) para 46% (Estação II) e 74% (Estação V), no interior do reservatório. O aumento na frequência de carnívoros também foi assinalado em barragens africanas, asiáticas, sul-americanas e de regiões temperadas (SIDTHIMUNKA *et al.*, 1968; LEENTVAAR, 1971; LELEK & EL-ZARKA, 1973; BOWMAKER, 1975). Nas represas africanas, a predominância de onívoros-detrítivos ou de carnívoros estava ligada ao tempo de enchimento da bacia e à flutuação no nível d'água (PETR, 1975). Se o reservatório enchia lentamente criava condições para a rápida multiplicação de herbívoros e detritívoros, em função da grande e repetida oferta alimentar e de locais apropriados à postura, desenvolvimento e proteção dos jovens. Se ocorria queda no nível, ou se este flutuava acentuadamente, os alevinos, incapazes de se manterem na proteção da vegetação litoral, eram dizimados pelos carnívoros que, então, predominavam (PETR, 1975). As margens da represa de Curuá-Una são elevadas e locais alagados, marginais, de pequena profundidade, apropriados à proteção e reprodução de peixes herbívoros e detritívoros não são frequentes. O enchimento do reservatório ocorreu em três etapas e o aumento na oferta alimentar proveniente da floresta inundada foi acentuado, pois não houve desmatamento prévio. Além disso, não se registraram flutuações no nível do reservatório pois apenas uma turbina esteve em atividade. As espécies que tiveram aumentada sua abundância, porém, foram as carnívoras, corroborando o acontecido em represas africanas.

A depleção do oxigênio no fundo pode ter sido um fator limitante na utilização dos detritos, mesmo no início da inundação, pelo aumento na velocidade dos processos fermentativos, acelerados pelo calor tropical. Mas anoxia é um fenômeno de comum ocorrência nas águas profundas dos ambientes lênticos amazônicos, ao qual a ictiofauna dessas lagoas está condicionada. A de um rio de vale encaixado, como o Curuá-Una em seu trecho superior, com águas velozes e encachoeiradas po-

rém, encontraria dificuldade em adaptar-se.

A liberação e ação de substâncias tóxicas é outra hipótese a se considerar pois, como nos informam SILVA *et al.* (1977), o "timbó", *Derris spp.*, é frequente nos igapós, várzeas e margens de rios da Amazônia, bem como na mata de terra firme, atingidos pela inundação do reservatório. A rotenona do timbó, mesmo que em concentrações subletais, uma vez que parece ser detectada pelos peixes, como observado em amostragens de igarapés, impediria o acesso aos detritos, atuando como repelente, impedindo aos detritívoros o abrigo e expondo-os aos predadores. Some-se a isso a liberação, pela decomposição vegetal, de alcaloides, saponinas e outros derivados tóxicos aos peixes, como é a rotenona.

O aumento destes carnívoros demonstra a melhor condição do biótopo para seu desenvolvimento, no primeiro ano de alagamento. PAIVA (1977) citou o controle da vegetação flutuante como uma das causas da redução de *Serrasalmus spp.*, no Suriname, informando serem as raízes dessas hidrófitas utilizadas na postura dessas espécies. Na represa de Curuá-Una, esses vegetais ocorriam em grande extensão no primeiro ano de seu fechamento. LOWE-MCCONNELL (1999) reconhece que os peixes podem obter vantagens com a disponibilidade de recursos alimentares e locais para desova, tornando-se muito abundantes.

Riqueza em espécies

A riqueza em espécies foi menor na Estação V (Tabela 2), no interior do reservatório, o que era também esperado pois, como salientaram BARDACH & DUSSART (1973), *um grande rio apresenta mais variados habitats que um grande lago principalmente nos trópicos*, e PANTULU (1975) escreveu que *o represamento altera drasticamente o ambiente fluvial por modificar substancialmente a natureza morfoecológica dos rios*. A redução da turbidez e o excesso de pesca, relacionados por BHUKASWAN (1980) como uma das causas que, em represas, provocam a redução das espécies, não se aplicam a Curuá-Una, que em 1977 apresentava escassa presença humana e com seus tributários contendo poucos sais em suspensão (Tabela 1). Essa redução, então, deve ser atribuída a outras causas, uma das quais pode ser o de-

clínio do oxigênio que ocorre em lagos da Amazônia quando se aprofunda na coluna d'água e também próximo à barragem, no caso do reservatório, fato comprovado por JUNK *et al.* (1981), DARWICH (1982) e VIEIRA & DARWICH (1999).

Essa redução no número de espécies do reservatório é uma consequência natural, pelo menos na fase inicial do bloqueamento do rio (PETR, 1968; SIDTHIMUNKA *et al.*, 1968). HOLANDA (1982), analisando *Hemiodus unimaculatus* e *Hemiodus* sp capturados na bacia do rio Curuá-Una em 1980, mostrou que essas espécies ainda não eram apanhadas no reservatório junto à barragem, decorridos dois anos do fechamento, mas já com registro de capturas 50 km acima, ainda em águas lânticas. VIEIRA (1982) destacou que *Hemiodus unimaculatus* e *Hemiodus* sp. poderiam aumentar em frequência com a melhoria da oxigenação das águas, fruto de uma possível extinção de macrófitas flutuantes e conseqüente desenvolvimento do fitoplâncton e perifíton. FERREIRA (1984), trabalhando na bacia do rio Curuá-Una cinco anos após o fechamento das comportas da represa, registrou para as espécies em questão, nas estações do reservatório, respectivamente 1,1% e 61,4% (Est. II); 0,6% e 12,7% (Est. V, em seu trabalho identificada como Est. IV), confirmando a melhoria das condições ambientais para as duas espécies de "oranas" citadas neste parágrafo.

O número de espécies capturadas na Estação I aproxima-se bastante das espécies capturadas nas estações abaixo da barragem e justifica-se pela provável migração dos peixes rio acima, à medida em que era inundado o reservatório, pois esse é o comportamento da maioria dos caracóideos e siluriformes (LOWE-McCONNELL, 1969). Por outro lado, quando do fechamento das comportas para o enchimento do reservatório, o rio Curuá-Una abaixo da barragem secou completamente num certo trecho, permitindo que capturas manuais fossem feitas em seu leito e afetando o número de espécies daquele trecho, provavelmente reduzido pelo impacto.

Constância de capturas

A avaliação numérica das espécies em termos de constância, na Tabela 3, registrou 46% das espécies como aciden-

tais, 34% como acessórias e 20% como constantes. Embora o pequeno número de espécies constantes pudesse ser atribuído ao ambiente impactado, os valores obtidos nas estações I (18%) e VII (14%), questionam esse argumento, pois são biótopos pouco impactados, ou mesmo não-impactados, e que podem ser comparados à Estação V (21%), altamente impactada, que apresentou percentual superior às duas citadas. A Estação VI situada abaixo do reservatório, com 10% de espécies constantes é a de menor índice, atingida pelas modificações hidroquímicas provocadas pela construção da barragem de terra, como a elevada quantidade de sedimentos lançada nas águas e, inclusive, redução no fluxo e nível do rio durante o enchimento do reservatório.

Tabela 3 - Proporções entre espécies constantes, acessórias e acidentais nas capturas de peixes em sete estações na bacia do rio Curuá-Una, amostradas de dez./77 a maio/1978.

ESTAÇÃO	CARACTERÍSTICAS	CONSTANTES		ACESSÓRIAS		ACIDENTAIS	
		Nº spp	%	Nº spp	%	Nº spp	%
I	Rio	7	18	13	32	20	50
II	Represa	8	25	7	22	17	53
III	Rio/represa - ecótono	10	29	12	34	13	37
IV	Rio/represa - ecótono	7	22	12	38	13	41
V	Represa	5	21	10	42	9	38
VI	Rio	4	10	16	38	22	52
VII	Rio	6	14	14	32	24	54
% média			19,9		34		46,4

Embora algumas espécies se mostrem com elevada frequência de capturas em uma dada estação, tal fato não implica, necessariamente, em sua participação na comunidade local. Por exemplo, *Hemiodus microlepis* alcançou 1,95% de frequência na Estação VII (Tabela 2). Sua participação na comunidade, pelo valor da frequência atingida, é evidente. Na Tabela 4, a análise da constância de capturas dessa estação demonstra ser a espécie acidental já que foi capturada numa única excursão mensal (17%). Não integra permanentemente aquela comunidade, não foi capturado em outras estações – nem por FERREIRA (1984) - e estava provavelmente em piracema, demonstrada pelo desenvolvimento de seus ovários

e ocorrência de dimorfismo, o macho com coloração alaranjada mais nítida nos primeiros raios da nadadeira anal, as fêmeas com esses amarelados. *Serrasalmus* sp., *Chalceus macrolepidotus*, *Auchenipterus nuchalis* e *Ageneiosus brevifilis*, com menor frequência de capturas, mostraram maior constância que o hemiodontídeo citado. Pelo exposto, admite-se que a análise das capturas em termos de constância é mais adequada e nítida que a frequência, quanto à composição específica de uma comunidade. Não se presta, porém, como medida de abundância, por se basear na presença da espécie e não em sua quantidade.

Tabela 4 - Constância de capturas (%) de 99 espécies de peixes da bacia do rio Curuá-Una, coletados no período de dezembro de 1977 a maio de 1978, em estações padronizadas.

ESPÉCIE	E S T A Ç Õ E S						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
<i>Pellona castelneana</i> Valenciennes, 1847	-	-	-	-	-	33"	100+
<i>P. flavipinnis</i> (Valenciennes, 1849)	-	-	-	-	-	33"	50"
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> Vandelli, 1829	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	-	-	17'	-	17'	-	17'
<i>Hoplias</i> sp.	-	17'	17'	17'	-	-	17'
<i>Boulengerella lucia</i> (Cuvier, 1817)	67+	33"	33"	17'	-	67+	-
<i>B. maculata</i> (Valenciennes, 1849)	17'	83	100+	33"	83+	67+	50"
<i>Anostomus gracilis</i> (Kner, 1859)	-	-	17'	17'	-	-	-
<i>A. taeniatus</i> (Kner, 1859)	17'	-	-	17'	-	-	-
<i>A. trimaculatus</i> (Kner, 1858)	17'	17'	50	50"	17'	17'	-
<i>Leporinus agassizi</i> Steindachner, 1876	33"	17'	-	17'	-	17'	17'
<i>L. brunneus</i> Myers, 1950	17'	-	-	-	-	-	-
<i>L. fasciatus</i> (Bloch, 1794)	33"	17'	33"	33"	17'	33	-
<i>L. friderici</i> (Bloch, 1793)	33"	-	33"	33"	-	-	-
<i>Rhytidodus argenteofuscus</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Schizodon fasciatum</i> Agassiz, 1829	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Hemiodus</i> sp.	100+	-	67+	67+	-	-	-
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	17'	17'	17'	33"	-	33"	83+
<i>Caenotropus labyrinthicus</i> (Kner, 1859)	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Chilodus punctatus</i> (Mueller & Troschel, 1844)	-	-	-	-	17'	-	-
<i>Curimata cyprinoides</i> (Linnaeus, 1766)	17'	-	-	17'	17'	-	17'
<i>C. spilura</i> (A) Gunther, 1864	-	17'	-	-	-	-	-
<i>C. vittata</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	-	33"
<i>Curimatella alburna</i> (Mueller & Troschel, 1844)	-	-	-	-	-	-	17'

Tabela 4 (Cont.)

ESPÉCIE	E S T A Ç Õ E S						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
<i>Semaprochilodus taeniurus</i> (Valenciennes, 1811)	-	-	-	-	-	17'	-
<i>S. theraponura</i> (Fowler, 1906)	-	-	-	-	-	33"	-
<i>Semitapicis planirostris</i> (Gray, 1854)	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Catoprión mento</i> (Cuvier, 1819)	-	50"	33"	50"	83+	-	-
<i>Metynnís lippincotianus</i> (Cope, 1870)	-	-	-	-	-	17'	17'
<i>Myleus pacu</i> (Schomburgk, 1841)	17'	-	-	-	-	-	17'
<i>Myleus schomburgkii</i> (Jardine, 1841)	17'	50"	-	-	-	-	-
<i>Myleus</i> sp. (A)	67+	17'	67+	83+	33"	50"	-
<i>Myleus</i> sp. (B)	67+	17'	-	-	17'	-	-
<i>Myleus</i> sp. (C)	83+	-	17'	50"	-	33"	-
<i>Myleus</i> sp. (D)	17'	-	-	-	-	17'	-
<i>Mylossoma duriventris</i> (Cuvier, 1818)	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Serrasalmus aureus</i> Spix, 1829	-	-	-	-	-	17'	-
<i>S. rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	100+	83+	83+	67+	67+	50"	-
<i>S. serrulatus</i> (Valenciennes, 1849)	50"	-	17'	-	17'	33"	17'
<i>S. striolatus</i> Steindachner, 1908	17'	33"	17'	50"	50"	-	-
<i>Serrasalmus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	50"
<i>Utiaritchthys sennaebraçai</i> Ribeiro, 1937	-	-	50"	17'	-	-	17'
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	17'	-	50"	-	-	-	-
<i>A. falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	33"	83+	67+	67+	50"	50"	33"
<i>A. guianensis</i> Menezes, 1968	-	17'	-	-	-	-	-
<i>A. microlepis</i> (Schomburgk, 1841)	33"	100+	67+	67+	67+	-	17'
<i>Astyanax anteroides</i> Géry, 1965	17'	-	33"	17'	-	-	-
<i>Astyanax</i> sp. (A)	17'	-	17'	-	-	-	-
<i>Brycon</i> cf <i>pellegrini</i> Holly, 1929	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Bryconops alburnoides</i> Kner, 1859	-	-	-	-	-	50"	67+
<i>B. gracilis</i> (Eigenmann, 1908)	50"	67+	67+	50"	17'	17'	-
<i>B. melanurus</i> (Bloch, 1794)	67+	83+	83+	67+	33"	-	-
<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope, 1870)	-	-	67+	83+	-	17'	17'
<i>C. macrolepidotus</i> (Cuvier, 1818)	17'	-	-	-	-	33"	50"
<i>Charax pauciradiatus</i> (Gunther, 1864)	17'	83+	67+	50"	33"	-	-
<i>Cynopotamus amazonus</i> (Gunther, 1868)	50"	-	-	17'	-	-	-
<i>Hydrolicus scomberoides</i> (Cuvier, 1819)	17'	-	-	-	-	33"	33"
<i>Moenkhausia justae</i> Eigenmann, 1908	-	-	33"	-	-	-	-
<i>M. cf lata</i> Eigenmann, 1908	33"	-	-	-	-	-	-
<i>M. oligolepis</i> Gunther, 1864	17'	-	33"	-	-	-	-
<i>Raphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Agassiz, 1829	-	17'	17'	17'	-	-	-
<i>Triportheus elongatus</i> (Gunther, 1864)	-	-	-	-	-	33"	-
<i>T. pictus</i> (Garman, 1890)	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Egmannia virescens</i> (Valenciennes, 1847)	-	17'	-	-	-	-	-
<i>Rhamphichthys rostratus</i> (Linnaeus, 1766)	-	17'	-	17'	-	-	-

Tabela 4 (Cont.)

ESPÉCIE	E S T A Ç Õ E S						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
<i>Trachydoras</i> sp.	-	-	-	-	-	-	50"
<i>Auchenipterichthys</i> sp.	-	-	-	-	-	83+	67+
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix, 1829)	33"	67+	-	50"	-	67+	50"
<i>Centromochlus heckelii</i> (Filippi, 1853)	-	-	-	-	-	33"	50"
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	33"	33"	-	-	33"	-	17'
<i>Tatia</i> sp.	33"	17'	33"	17'	33"	17'	-
<i>Platynematachthys notatus</i> (Schomburgk, 1841)	-	-	-	-	-	-	67+
<i>Sorubim</i> sp.	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Ageneiosus brevifilis</i> Valenciennes, 1840	50"	50"	33"	33"	33"	-	50"
<i>Ageneiosus</i> sp. (A)	-	-	-	-	-	17'	33"
<i>Ageneiosus</i> sp. (B)	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Ageneiosus</i> sp. (C)	-	-	-	-	-	-	33"
<i>Ageneiosus</i> sp. (D)	-	-	-	-	-	17'	17'
<i>Ancistrus cf occidentalis</i> (Regan, 1904)	17'	-	-	-	-	-	-
<i>Hypoptopoma</i> sp.	-	-	-	-	-	50"	67+
<i>Panaque</i> sp. (B)	-	-	-	17'	-	-	-
<i>Parahemiodon stubelii</i> (Steindachner, 1883)	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Plecostomus cf varimaculosus</i> Fowler, 1945	17'	-	-	-	-	-	-
<i>Astronotus ocellatus</i> (Cuvier,	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Biotodoma cupido</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Chaetobranchius flavescens</i> Heckel, 1840	-	-	-	-	-	17'	-
<i>Cichla ocellaris</i> Schneider, 1801	-	17'	-	-	-	17'	33"
<i>C. temensis</i> Humboldt, 1833	-	33"	17'	-	67+	-	-
<i>Cichlasoma cf crassa</i> (Steindachner, 1875)	-	-	17'	-	-	-	-
<i>Mesonauta festivus</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	17'	-
<i>H. severus</i> (Heckel, 1840)	-	-	-	-	-	-	17'
<i>Crenicichla cf brasiliensis</i> (Bloch, 1797)	-	17'	-	-	-	-	-
<i>C. cf cincta</i> Regan, 1905	-	-	17'	-	17'	-	-
<i>C. strigata</i> Gunther, 1862	-	17'	17'	-	-	-	17'
<i>Geophagus jurupari</i> Heckel, 1840	-	-	-	-	33"	-	-
<i>G. surinamensis</i> (Bloch, 1791)	17'	17'	-	-	33"	-	17'
<i>Symphisodon discus</i> Haeckel, 1840	-	-	-	-	-	17'	-

+ Constantes (presente em mais de 50% das amostragens);

" Acessórias (presentes em 25 a 50% das amostragens)

' Acidentais (presentes em menos de 25% das amostragens)

As capturas em Curuá-Una não apresentaram nitidez suficiente para definir quais espécies preferem quais biótopos, embora com algumas isso pudesse ser observado. Essa falta de nitidez, além do fato de que o reservatório ainda não atingira sua maturidade em 1977 – e que pode superar dez anos - foi confir-

mado por FERREIRA (1984), cinco anos depois. Poderia ser também atribuída à pequena distinção que há entre espécies lacustres e lóticis, uma vez que os peixes se movem para fora e para dentro dos rios e lagos e não ocorrem grandes áreas de endemismo (LOWE-MCCONNELL, 1975). Mas, no rio Curuá-Una, o fluxo veloz das águas, as margens elevadas, a ausência de lagoas e a quase inexistência de remansos dificultam a co-habitação de peixes lacustres e fluviais, podendo se afirmar, então, estar a comunidade em modificação pela transformação de seu habitat. FERREIRA (1984) comprovou essa afirmação na bacia do rio Curuá-Una pelo desaparecimento total ou parcial de espécies, dominantes em 1977, como *Bryconops melanurus* e *B. gracilis* e o aumento de outras, como *Hemiodus* sp. e *Serrasalmus rhombeus*.

A metodologia utilizada mostrou-se inadequada para esse tipo de análise, pelo menos quantitativamente, se o objetivo é a verificação da constância. As amostragens mensais não foram realizadas em períodos completos de 24 horas. Nas sete estações e em todos os meses foram feitas ora diurnas, ora noturnas, ora mescladas, e somente as do último mês foram feitas em períodos completos de 24 horas. Árvores tombadas no leito dos rios, algumas vezes dificultaram ou impediram o acesso às estações, obrigando-se à modificação dos roteiros pré-estabelecidos e alterando-se os horários. Como as espécies têm horários de atividade próprios, sendo diurnas, noturnas, ou crepusculares (BARTHEM, 1981), as amostragens deveriam cumprir períodos completos de 24 horas, entre o início e a retirada, em cada local, desta forma se conseguindo maior fidelidade. O número de espécies constantes, acredita-se, seria maior, se todos os horários do dia fossem amostrados, em todas as excursões mensais. Cuidados devem ser tomados, ainda com relação aos horários de despesca, para se evitar que se misturem a fauna diurna, noturna e crepuscular.

Similaridade das comunidades

Dos coeficientes apresentados (Tabela 5), os de SORENSEN (1948) e SIMPSON (1960) mostraram índices mais elevados em porcentagem de similaridade faunística que os de JACCARD (1912) e o de RAABE (1952). Este último apre-

sentou as maiores amplitudes de oscilação, respondendo com maior nitidez à variação do ambiente na bacia do rio Curuá-Una, a qual foi menor em JACCARD (1912), SIMPSON (1960) e SORENSEN (1948). Essa variação de amplitude é melhor visualizada na Figura 1.

Tabela 5 - Coeficientes de similaridade (%) da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una capturada em 7 estações, de dezembro de 1977 a maio de 1978.

Estações	C o e f i c i e n t e s			
	Jaccard	Raabe	Simpson	Sorensen
I,II	41,2	44,2	65,60	58,3
I,III	44,2	40,7	65,70	61,3
I,IV	50,0	51,8	75,00	63,7
I,V	39,1	24,4	75,00	56,2
I,VI	26,2	14,7	42,50	41,5
I,VII	20,0	6,8	35,00	33,3
II,III	41,7	58,0	62,50	58,8
II,IV	48,8	75,8	65,6	65,6
II,V	47,4	54,1	75	64,3
II,VI	21,3	20,9	40,6	35,1
II,VII	18,8	12	37,5	31,6
III,IV	59,5	70,7	78,1	74,6
III,V	43,9	37,6	75	61,0
III,VI	20,3	13,2	37,1	33,8
III,VII	16,2	10	31,4	27,8
IV,V	36,6	47,6	62,5	53,6
IV,VI	23,3	23,6	43,8	37,8
IV,VII	16,9	11,1	34,4	29,0
V,VI	15,8	13,8	37,5	27,3
V,VII	15,2	12	37,5	26,5
VI,VII	28,4	40	45,2	44,2

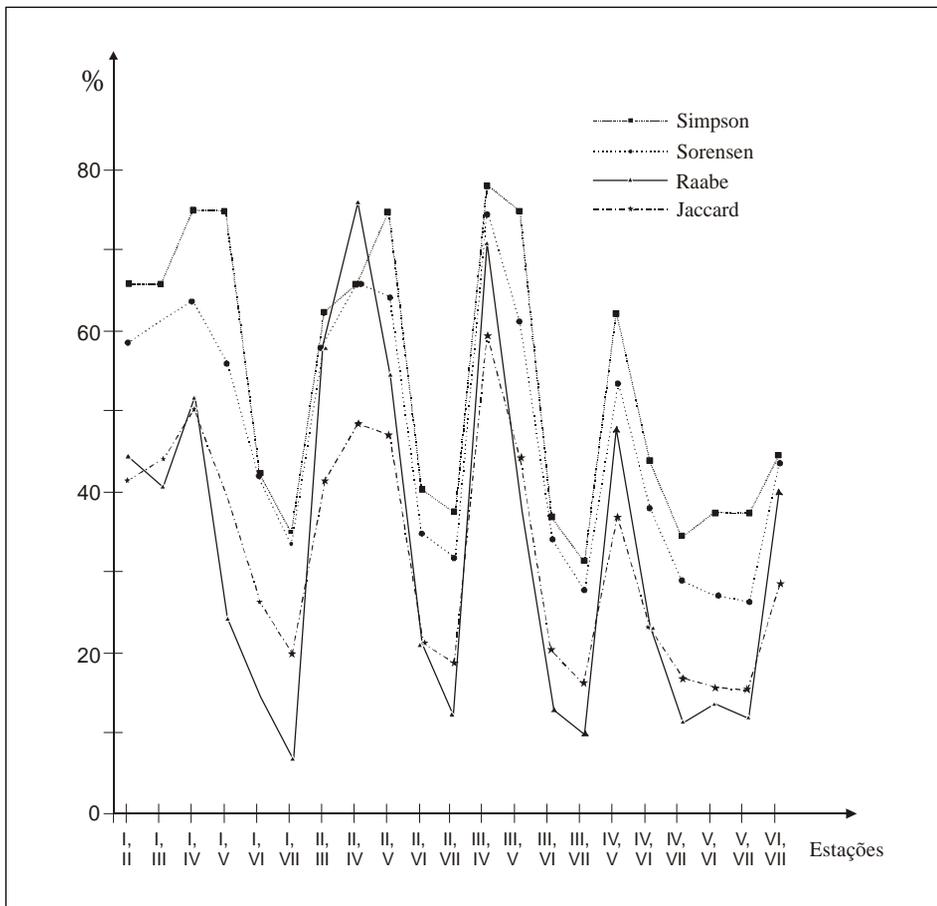


Figura 1 - Coeficientes de similaridade (%) da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, capturada em sete estações, comparadas duas a duas, de dezembro de 1977 a maio de 1978.

Apresentemente, a ictiofauna da bacia está diferenciada em dois grupos distintos, o primeiro integrado pelas estações acima da barragem (I, II, III, IV e V). Para VIEIRA (1982), a maior semelhança foi encontrada entre as estações III e IV (88%) e II e V (68%), caracterizando-se como de primeira ordem na classificação de Mountford e ordenação de Sorensen. Comparadas entre si, III+IV e II+V, apresentaram similaridade de segunda ordem (48%). O conjunto II+III+IV+V comparado com a Estação I, é classificado também como de segunda ordem, porém com 44% de similaridade (VIEIRA, 1982).

O segundo grupo, formado pelas duas estações VI e VII abaixo da barragem mostrou entre si similaridade de quinta ordem (15%). As estações VI+VII, comparadas ao conjunto acima da barragem (I+II+III+IV+V) registrou 12% e semelhança de quinta ordem (VIEIRA, 1982).

As características hidroquímicas, embora admitidas como pouco acentuadas, são suficientemente diferentes para modificar a composição comunitária, não apenas de peixes mas, também, de vegetais aquáticos. Não foi possível o conhecimento do grau de interferência da construção da barragem na redução da similaridade comunitária, nesses dois biótopos próximos e interligados,

Estações VI e VII, sem outras barreiras que as acima sugeridas. Também não foi possível reconhecer a modificação entre as estações acima e a do o rio Curuá-Una abaixo da barragem, separadas pelo reservatório, que provoca a modificação hidroquímica das águas do vertedouro e comporta. FERREIRA (1984), utilizando o coeficiente de Sorensen, registrou similaridade inferior à obtida em 1977, nas estações acima da barragem, com exceção das estações II-III, comprovando a diferenciação que se processava na composição específica das comunidades. Registrou, também, maior aproximação da ictiofauna da barragem com a estação do rio Moju e com a abaixo do reservatório, acredita-se, pela redução do impacto da construção e recomposição comunitária.

A fragilidade das análises em similaridade faunística se destaca em função de numerosos fatores que interferem nas comunidades tais como migrações ou piracema, variação diária ou temporal, sazonal, fase lunar, diferenças de biótopos, de aparelhos de capturas e metodologias utilizadas, bem como da atividade humana sobre o ambiente inerte e a biota. Um bom exemplo dessa fragilidade, está na comparação da similaridade na Estação VII, entre "rio" e "igapó", com as mesmas características hidroquímicas, mesmo equipamento, mesmas horas e mesmo dia, numa separação inferior a 200 metros e que registrou apenas 9% de similaridade (VIEIRA, 1982).

CONCLUSÕES

As freqüências de capturas na bacia do rio Curuá-Una, em seus principais afluentes e no interior da represa, mostram que um número pequeno de espécies, inferior a 10, é numericamente dominante em todos os biótopos, abrangendo, sempre, acima de 70% da fauna.

No interior do reservatório recém-criado, os peixes carnívoros preferenciais predominaram, aumentando acentuadamente sua freqüência. Herbívoros e onívoros estiveram numericamente melhor representados nas estações de água corrente.

Duas comunidades distintas ocorriam no rio Curuá-Una, antes da construção da barragem, tendo como marco divisório a cachoeira do Palhão. As características diferentes desses biótopos, acima e abaixo desse marco, são, provavelmente, as responsáveis pela separação, que já existia antes da construção da barragem.

A metodologia para determinação da composição comunitária em um biótopo deve utilizar entre outras, a análise da constância de capturas, pois espécies em trânsito podem ser cadastradas. As amostragens devem, necessariamente, cumprir períodos completos de 24 horas, tendo em vista os diferentes horários de atividades das espécies.

Os horários das despesas ao longo de 24 horas de capturas com emalhadadeiras, em estudos comportamentais e outros, devem ser determinados de forma a separar quais são as espécies diurnas, quais as noturnas e quais as crepusculares.

Ocorreu redução na riqueza em espécies, nas amostragens do interior do reservatório de Curuá-Una.

As análises de similaridade demonstram pertencerem à mesma comunidade as faunas dos rios Moju e Mujui; as duas estações do reservatório são, também, iguais entre si. No conjunto, pertencem à mesma comunidade as faunas dessas estações, com a inclusão do rio Curuá-Una acima do reservatório. As estações abaixo da barragem têm diferentes comunidades.

AGRADECIMENTOS

Ivanzir
Vieira

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, por proporcionar as condições necessárias ao trabalho de campo, dentro do convênio CNPq-ELETRONORTE/INPA, de 1977.

À Universidade Federal de Juiz de Fora, através do Departamento de Zoologia e Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Comportamento e Ecologia Animal, pelo apoio dentro do programa de Professor Visitante, na complementação deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BARTHEM, R.B. 1981. **Considerações sobre a pesca experimental com redes de espera, em lagos da Amazônia Central**. Dissertação de Mestrado. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – FUA. 84p.
- BARDACH, J.E. & T.B. DUSSART. 1973. Effects of Man-Made Lakes on Ecosystems. *In*: [ACKERMANN, W. C. *et alii*, ed.]. **Man-Made Lakes: Their problems and Environmental Effects**. Washington, Geophys. Monogr. Serv. Am. Geophys. Union. [17]: 811-817.
- BODENHEIMER, F.S. 1955. Précis d'écologie animale. *In*: SILVEIRA NETTO, S.; O. NAKANO; D. BARBIN; N.A. VILLA NOVA. 1976. **Manual de ecologia dos insetos**. Piracicaba, Ed. Agronômica Ceres. 419p.
- BOWMAKER, A.P. 1975. Fisheries Productivity of Lake Kariba. [s.l.], **Tob. Forum Rhod.** 2: 17-25.
- BHUKASWAN, T. 1980. **Management of Asian Reservoir Fisheries**. Rome, FAO Fish. Tech. Pap., 207. ix + 69p.
- DARWICH, A.J. 1982. **Estudos limnológicos na Represa Hidrelétrica de Curuá-Una (Santarem - PA)**. Dissertação de Mestrado. Manaus, FUA-INPA. 207p.
- EIGENMANN, C.H. 1912. The freshwater fishes of British Guiana, including a study of the ecological grouping of species and the relation of the fauna of the plateau to that of the lowlands. **Mem. Of the Carnegie Mus.** Pittsburgh, Publ. Carnegie Mus: Serial n° 67. 5: i-xxii+1-578.

Rev. bras. de
Zoociências
Juiz de Fora
V. 2 N° 2
Dez/2000
p. 51-76

- FERREIRA, E.J.G. 1984. A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. **Amazoniana**. Kiel. **VIII(3)**: 351-363.
- GÉRY, J. 1972. Poissons charachoides des Guyanes. **Zool. Verh. Leyden**, **122**: 1-250.
- HOLANDA, O.M. 1982. **Captura, distribuição, alimentação e aspectos reprodutivos de *Hemiodus unimaculatus*...e *Hemiodopsis* sp ...Curuá-Una, Pará**. Dissertação de Mestrado. Manaus, Inst. Nac. de Pesq. da Amazônia – FUA. 99p.
- JACCARD, P. 1912. [The distribution of the flora in the alpine zone. **New Phytol.** **11**: 37-50]. *In*: SOUTHWOOD, T.R.E. 1975. **Ecological Methods**. London, Chapman and Hall, **13**: 326-353.
- JUNK, W.J.; B.A. ROBERTSON; A.J. DARWICH & I. VIEIRA. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidroelétrica na Amazônia Central. **Acta Amazonica**. Manaus, INPA-FUA, **11** (4): 689-716
- LEENTVAAR, P. 1971. The Brokopondo Research Project, Surinam. *In*: LOWE-McCONNELL, R.H., ed. 1966. **Man-Made Lakes**. Symposia of the Institute of Biology n° 15. London, Acad. Press: 33-41.
- LELEK, A. & S.El-Zarka. 1973. Ecological Comparison of the Preimpoundment and Postimpoundment Faunas of the River Niger and Kaingi Lake, Nigeria. *In*: ACKERMANN, W.C. *et al.*, ed. **Man-Made Lakes: Their Problems and Environmental Effects**. Washington, Geophys. Monogr. Ser. Am. Geophys. Union **17**: 655-660.
- LOWE McCONNELL, R.H. 1969. Ecological Studies on Tropical Freshwater Food Fishes. Regional Meeting of Inland Water Biologists in Southeast Asia, Kuala Lumpur & Malacca (Malaysia). **IBP-UNESCO Proc.**: 91-103.
- LOWE McCONNELL, R.H. 1975. **Fish Communities in Tropical Freshwaters: their distribution, ecology and evolution**. London, Longman. 337p.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1999. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo, EDUSP. 535p.
- MacARTHUR, R.H. 1965. Patterns of species diversity. **Biol. Rev. [s. I.]**, **40**: 510-533.

- MARLIER, G. 1968. **Études sur les lacs de l'Amazonie Centrale**. Manaus, INPA, 57p.
- MENEZES, N.A. Systematics and Evolution of the tribe Acestorhynchini (Pisces, Characidae). **Arq. Zool. S. Paulo**. São Paulo, Museu Zoologia-USP: 1-150.
- PAIVA, M.P. 1977. **Algumas considerações sobre a represa de Brokopondo (Suriname)**. Rio de Janeiro, Eletrobrás. 61p.
- PANTULU, V.R. 1975. **Environmental Aspects of River Development in Tropical Asia with Particular Reference to the Mekong Basin**. New Delhi, Int. Water Resour. Assoc., Proc. Second World Congr. **5**: 349-360. Dec./1975.
- PETR, T. 1968. The establishment of lacustrine Fish population in the Volta lake in Ghana during 1964-1966. **Bull. De l' I. F. A. N.** [s. I.] **30**, ser. A (1): 257-268.
- PETR, T. 1975. On some factors associated with the initial high fish catches in new African man-made lakes. **Arch. Hydrobiol.** Stuttgart, **75** (1): 32-49.
- PIELOU, E.C. 1969. **An Introduction to Mathematical Ecology**. New York, Wiley-Interscience, 286p.
- PIELOU, E.C. 1975. **Ecological Diversity**. New York, Wiley-Interscience, 165p.
- RAABE, E.W. 1952. [Über den Áffinitätswert' in der Pflanzensoziologie. s.l. **Vegetatio**, Haag 4: 53-68]. In: SOUTHWOOD, T.R.E. **Ecological Methods**. London, Chapman and Hall, **13**: 326-353.
- ROS, J.D. 1979. **Prácticas de Ecología**. Barcelona, Ed. Omega, 181p.
- SANTOS, G.M. & E.J.G. FERREIRA. 1999. Peixes da Bacia Amazônica. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, EDUSP. 345-373. – LOWE-MCCONNELL, já referenciado.
- SIDTHIMUNKA, A.; M. POTAROS; C. BOONSOM & O. PAWAPOOTANON. 1968. Observation on the Hydrology and Fisheries of Ubolratana Reservoir (1965-1966). **Indo Pac. Fish. Counc. Publ.** Bangkok, C. **68**/TECFIS: 1-18.
- SILVA, M.F.; P.L.B. LISBOA & R.C.L. LISBOA. 1977. **Nomes vulgares de plantas amazônicas**. Belém, INPA, 222p. il.
- SIMPSON, G.G. 1960. Notes on the Measurement of Faunal Resemblance. **Am. J. Sci.**, **258** (A): 300-311.

- SIMPSON, G.G.; A. ROE & R.C. LEWONTIN. 1960. **Quantitative Zoology**. New York, Harcourt, Brace and Company, Inc. 440p.
- SORENSEN, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity in species content and its application to analyses of the vegetation on danish commons. **Biol. Skr. (K. danske Vidensk. Selsk.)**. Kobenhavn, **5** (4): 1-34.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1975. **Ecological Methods**. London, Chapman and Hall, 391p.
- VIEIRA, I. 1982. **Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira**. Tese de Livre Docência. Universidade Federal de Juiz de Fora. 107p.
- VIEIRA, I. & A.J. DARWICH. 1999. Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, **11** (2): 41-64.