

RESUMO

No propósito de prever os efeitos sobre as comunidades icticas pelo represamento do rio Tocantins com a conclusão da barragem de Tucuruí, e de possibilitar o acompanhamento da situação após o enchimento do reservatório, estudos da ecologia da ictiofauna foram desenvolvidos na região sob provável influência da represa. O trecho do rio Tocantins considerado é constituído de 3 partes com características diferentes, denominadas montante, corredeiras e jusante. Em cada um desses subtrechos foram amostradas as comunidades de peixes por meio de bateria de malhadeiras, duas vezes ao ano, e durante 3 anos consecutivos. O bom ajustamento dos dados aos modelos existentes de estrutura de comunidades mostra que, em cada local é encontrada uma comunidade única e em equilíbrio. Essas comunidades são caracterizadas por uma grande riqueza em espécies, que traduz uma grande estabilidade, por uma equitabilidade elevada, relacionada à riqueza de nutrientes no ambiente e por uma alta abundância em peixes. As comunidades são diferentes em cada um dos 3 subtrechos devido a dois fenômenos: a) área limitada de distribuição de algumas espécies e b) existência de particularidades ambientais que determinam a presença de certas espécies especializadas. Amplas variações temporais são observadas, o que mostra a grande importância dos deslocamentos sazonais de várias espécies no funcionamento do ecossistema. Além de possibilitarem, no futuro, um acompanhamento da fase de estabilização do lago de Tucuruí, esses resultados permitem prever, em particular, uma diminuição do número de espécies no local da represa.

INTRODUÇÃO

Estudos da ictiofauna, preliminares ao fechamento de barragens, têm principalmente dois objetivos: a) obter dados iniciais que permitam, após o fechamento, uma avaliação precisa do impacto do represamento e b) prever, ainda na fase de pré-enchimento, possíveis alterações ecológicas que possibilitem sugestões para minimizar o "stress" ecológico. Assim, os fenômenos e parâmetros a serem estudados devem ser escolhidos, "a priori", em função das possíveis conseqüências do represamento.

(*) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Alameda Cosme Ferreira, 1756, Caixa Postal 478, 69 000 Manaus - AM.

Desde os anos 50, numerosas barragens hidrelétricas foram construídas em zona tropical e a experiência adquirida permite afirmar que o represamento de um rio afeta profundamente a ictiofauna da região, tanto no local da própria represa, quanto à jusante da barragem (Lowe Mc Connell, 1966; Obeng, 1969; Ackermann et al., 1973; Balon & Coche, 1974; Van der Heide, 1982). A modificação dos habitats influi diretamente sobre as funções biológicas de cada espécie de peixe (alimentação, reprodução, crescimento e mortalidade). Entretanto, as espécies não são isoladas; elas fazem parte de biocenoses complexas e a modificação de qualquer elemento afeta também as interrelações das espécies. O resultado final desse conjunto de alterações interligadas é evidenciado através das características apresentadas pelas comunidades. O presente estudo, complementar a um estudo biológico das principais espécies (Inpa, 1982), propõe-se estudar as comunidades de peixes no baixo Tocantins com relação à riqueza, à abundância relativa dos diferentes componentes, à organização e à densidade.

Esse trabalho é parte de um programa multidisciplinar no baixo Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí, desenvolvido através de um convênio entre a Eletronorte e o CNPq. O INPA teve a incumbência de realizar os estudos ecológicos previstos nesse convênio.

Apresentação da Área de Estudo

Uma descrição detalhada dos aspectos geográficos, humanos e hidrológicos da região será apresentada no trabalho sobre a pesca comercial no baixo Tocantins (Merona & Carvalho, em preparação). Ressaltaremos aqui, apenas os principais elementos.

A bacia do Tocantins está localizada entre as latitudes Sul 2° e 18° e as longitudes Oeste 46° e 55°, tendo uma extensão de 2.500 km e uma área de drenagem de 767.000 km². Ela é formada por dois cursos d'água principais: o rio Tocantins e o rio Araguaia que se unem a cerca de 500 km da foz para formar o baixo Tocantins. O rio desemboca no rio Pará, parte do estuário do Amazonas, a uma distância aproximada de 200 km do Oceano Atlântico.

O trecho estudado compreende a parte inferior do curso, entre as cidades de Marabá e Cametá e inclui a cidade de Tucuruí, local da construção da barragem de mesmo nome (Fig. 1). Esse trecho foi dividido em 3 subtrechos, a partir de considerações de geografia física:

- o subtrecho montante, entre Marabá e as primeiras corredeiras, com uma extensão de cerca de 115 km. O rio é largo, e o leito possui ilhas de areia; o desnível é baixo e existe uma pequena planície de inundação com numerosos lagos marginais permanentes.

- o subtrecho de corredeiras, descendo o rio e até a barragem de Tucuruí, com uma extensão de cerca de 80 km. O rio é torrencial devido a um desnível importante; o leito é estreito e pedregoso.

- o subtrecho jusante, limitado pela barragem de um lado, e a cidade de Cametá do outro, com extensão de 193 km apresenta aspecto semelhante ao do subtrecho montante mas com a particularidade de sofrer, nas partes inferiores, a influência da maré.

O regime hidrológico é característico de rios tropicais de tipo "flood" (Welcomme, 1979) com uma enchente rápida e de grande amplitude. O nível mais alto das águas (cheia)

ocorre geralmente em março e o mais baixo (seca) nos meses de setembro-outubro. A variação anual média do nível d'água é de 9 m. Nos meses de vazante e seca, a água é verde clara, enquanto na enchente a água é barrenta devido à contribuição do alto Tocantins que carrega uma quantidade enorme de sedimentos arrancados das margens pelas chuvas.

A obra da barragem foi iniciada em 1976 e concluída em setembro de 1984.

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta do material foi feita durante 3 anos consecutivos entre julho de 1980 e julho de 1982, com duas coletas anuais.

As épocas das coletas foram escolhidas no início da enchente (novembro) e no fim da vazante (julho) em condições hidrológicas semelhantes para se ter uma eficiência comparável dos aparelhos de captura. Foi utilizada uma bateria de malhadeiras de náilon monofilamento composta de 22 malhadeiras de 50 m de comprimento e duas de mesmo tamanho de malha: 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60 e 70mm entre nós. A superfície da área de pesca foi medida para cada malhadeira e em cada pescaria para possibilitar a expressão dos resultados em captura por unidade de esforço (1.100 m² x 24 h). As malhadeiras foram colocadas às 18 h, revistadas as 22 h, 06 h, 12 h, e retiradas às 18 h. O número de indivíduos e o peso total por espécie foi registrado.

Cinco estações de coleta foram escolhidas, a saber:

- uma no subtrecho montante: Itupiranga;
- duas no subtrecho de corredeiras: Breu-Branco e Jatobal, respectivamente a montante e a jusante da maior corredeira;
- duas no subtrecho jusante: Içangui e Acari-Pucu, a última localizada na região de influência das marés.

Em adição, amostras foram obtidas em lagos, tanto na parte jusante (Tauã) quanto na parte montante (Morateiro, Otacílio e Grande).

Para estudos de comunidades de peixes são utilizados três categorias de métodos:

1) Índices informativos. Quando as comunidades são complexas, como é o caso nas águas tropicais, a comparação direta entre comunidades é extremamente difícil e vários autores propuseram índices que resumissem a informação de uma amostra. Os principais índices são:

- riqueza ou número de espécies (N);
- diversidade (I), que considera a abundância relativa das espécies na comunidade. Esse índice foi calculado pela fórmula de Shannon (1948):

$$I = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

onde p_i é a abundância relativa, em peso ou em número da espécie i .

- Equitabilidade (E) ou medida da diversidade relativa. É definida como o quociente entre a diversidade observada e a diversidade máxima:

$$E = \frac{I}{I_{\max}} = \frac{I}{\log_2 N}$$

2) Modelos de estrutura de comunidade. Esses modelos permitem visualizar a comunidade como um todo e testar o seu equilíbrio. Dois modelos foram aplicados: o modelo log-linear de Motomura (1947) e o modelo log-normal de Preston (1948). O primeiro pode ser testado a partir do coeficiente de correlação entre o logaritmo das abundâncias e a ordem de importância de cada espécie. Inagaki (1967) propôs uma escala empírica para testar o ajustamento:

$r > 0,99$	bom
$0,99 > r > 0,98$	razoável
$0,99 > r > 0,95$	aproximativo
$r < 0,95$	não se ajusta

O ajustamento ao modelo log-normal foi feito pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, utilizando o método gráfico do papel Probit (Legendre & Legendre, 1979).

3) Análise multifactorial. No propósito de investigar a composição das comunidades e as diferenças entre áreas e épocas, foi aplicado ao conjunto de dados amostra x espécie, uma análise de correspondências (Benzecri, 1973) que permite projetar no mesmo espaço a "n" dimensões, as amostras e as espécies.

Na prática esses índices e modelos são calculados não para a comunidade inteira, mas para a amostra e constituem assim apenas aproximações dos valores e situações reais.

RESULTADOS

Nesse trabalho pretendeu-se responder a uma série de perguntas sobre a ecologia geral da ictiofauna que analisaremos, a seguir.

1) Quando se estuda um ambiente aquático onde não se pode visualizar a população inteira, uma preocupação constante é de saber se uma só comunidade foi amostrada de maneira representativa, ou se a amostragem se efetuou sobre várias comunidades diferentes.

Para responder a essa pergunta, sabe-se que dentro das biocenoses, podem ser teoricamente isoladas subcomunidades equilibradas, formadas por todos os indivíduos com a mesma ordem de grandeza de tamanho. Daget et al. (1973) denominaram essas subcomunidades "homocenoses" e observaram que elas possuem estruturas que se ajustam a um modelo matemático. O modelo de aplicação mais geral é o log-normal sendo o modelo log-linear usado apenas em casos particulares. Foram testados os dois modelos para a totalidade das amostras e, à exceção de um caso, todos os resultados foram significativos. Como exemplo, mostramos na Figura 2 a estrutura de uma comunidade típica junto com o modelo log-normal ajustado e o teste aplicado.

Pode então, admitir que as amostras são provenientes de homocenoses, ou seja, que existem ao longo do trecho estudado, comunidades de peixes em equilíbrio.

2) Uma outra questão está relacionada com a forma que essas comunidades se apresentam. Para descrever comunidades dispõem-se de índices informativos que permitem resumir a informação da amostra num único valor. O mais informativo desses índices é o da diversidade, calculado pela fórmula de Shannon, que dá diretamente a quantidade de informação em "bits", e assim, representa também uma medida da entropia ou grau de organização de um sistema. O valor médio da diversidade nas amostras é de 4,336, muito superior a dados da literatura sobre comunidades de peixes em água tropical, como mostra a Tabela 1.

A diversidade é classicamente separada em dois componentes: a riqueza e a regularidade, esta última medida pela equitabilidade (Legendre, 1973). Ao comparar esses dois parâmetros no baixo Tocantins com dados da literatura (Tabela 1), constata-se que a riqueza é a característica mais marcante das comunidades do Tocantins. Em termos ecológicos, a riqueza seria proporcional à estabilidade do ambiente que favorece um grau mais elevado de organização ou de complexidade da pirâmide trófica (Margalef, 1958). No baixo Tocantins, parece contraditório falar de grande estabilidade, numa situação de variação sazonal de 9 m no nível da água, além das mudanças na velocidade da correnteza, volume, composição química, propriedades físicas da água, que a acompanham. Entretanto, essas alterações se repetem de maneira semelhante ano após ano, criando uma situação estável a longo prazo, permitindo o isolamento de espécies que desenvolvem adaptações comportamentais, sendo as principais os deslocamentos sazonais reprodutivos e tróficos.

A equitabilidade também é alta nas comunidades do Tocantins (Tabela 1). Várias interpretações ecológicas foram propostas para explicar a regularidade (Legendre & Legendre, 1979). No caso do rio Tocantins, cuja carga de nutrientes é elevada, uma interpretação provável seria o fato de existir um nível baixo de competição interespecífica. Com efeito, um nível alto de competição favorece o desenvolvimento de algumas espécies em detrimento à outras o que diminui a regularidade da comunidade. A grande riqueza do ambiente é também confirmada pela alta densidade ou abundância em peixes. As capturas por unidade de esforço são, em média, de 114 g/m² x 24 h, enquanto o mesmo tipo de aparelho, nas mesmas condições, captura no Bandama (Costa do Marfim) 27 g/m² x 24h., ou seja, cerca de 4 vezes menos (Merona et al., 1978).

3) Uma vez que a barragem projetada vai separar o trecho estudado em ambientes muito diferentes, é essencial saber se existe uma homogeneidade das comunidades em toda a sua extensão, ou se, ao contrário, ocorrem algumas particularidades regionais.

O exame dos índices das comunidades permite supor que existe uma certa homogeneidade (Tabela 2). Numa época determinada, notam-se variações nestes índices das comunidades. Em novembro de 1980, por exemplo, as comunidades de Breu-Branco e de Jatobá (subtrecho de corredeiras) se destacam com uma riqueza elevada, e um ajustamento excelente ao modelo log-linear, quando comparadas as demais estações. Em julho de 1981, estas mesmas estações apresentam comunidades relativamente pobres (48 e 57 espécies) emuito regulares ($E = 0,805$ e $0,841$). Num outro caso, um dos três lagos da região montante (Morateiro) distingue-se nitidamente dos dois outros pelo número menor de espécies e regularidade mais baixa. Ocorrem também variações espaciais na abundância, entretant

essas variações somente podem ser interpretadas juntamente com as variações sazonais em contradas.

De um modo geral, as variações espaciais podem resultar tanto da presença ou ausência de espécies, como da composição relativa em espécies. A análise fatorial das correspondências permite ordenar as amostras segundo eixos de maior variância, integrando toda informação (Figura 4). Os dois primeiros eixos extraem 27% da variância total e são obviamente relacionados à distribuição espacial das espécies. Os ambientes lacustres aparecem nitidamente separados dos lóticos, e esses últimos formam três grupos em função da posição ao longo do trecho estudado. As comunidades da jusante e das corredeiras são bem distintas entre si, enquanto as de montante ocupam uma posição intermediária. As espécies mais abundantes, ou seja, as que representam mais de 10% em peso na comunidade, são assinaladas na Figura 4.

A organização geral da ictiofauna no trecho considerado é então condicionada por um certo gradiente de espécies da jusante para a montante, ao qual se sobrepõe particularidades de biótopos.

As espécies mais importantes foram selecionadas para elaborar um esquema de zonação dos ambientes lóticos (Figura 5).

4) Nesse ambiente variável, é de primeira importância saber se essas comunidades são constantes ao longo do tempo, ou sofrem alterações sazonais e/ou interanuais.

Sobre esse assunto, o exame dos índices sugere a existência de modificações temporais importantes nas comunidades, particularmente na parte central do trecho, nas estações Icanguí, Breu-Branco e Jatobal. Uma maior equitabilidade e menor número de espécies na época de vazante são observados na parte de corredeiras, enquanto em Icanguí, a evolução é inversa (Figura 6). Por outro lado, a abundância segue uma evolução sazonal nítida como aparece na Figura 5, sendo geralmente bem maior em novembro do que em julho. Esse ciclo aparece muito mais acentuado em Breu-Branco e Jatobal, fato que pode ser interpretado como um sinal de que essas regiões são atravessadas por grandes populações em migração. Estudos de biologia mostraram que novembro é justamente a época de maturação gonadal para numerosas espécies.

A dispersão dos pontos segundo o terceiro eixo da análise das correspondências traz informações adicionais (Figura 7). As estações extremas de Acarí-Pucu, a jusante, e Itupiranga, a montante, apresentam um esquema regular de modificações sazonais: um tipo de comunidade em julho e outro em novembro. Nas estações centrais, ao contrário, as comunidades variam segundo uma evolução irregular, que não se repete ano após ano. É claro, entretanto, que o estado observado em que a comunidade se encontra será uma função direta da coincidência entre as datas de amostragem e da passagem dos migradores, que é variável a cada ano. Nos lagos, as comunidades são marcantemente constantes, fato que era esperado, considerando-se a estabilidade do ambiente lacustre, quando comparado ao ambiente lótico.

DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES

No trecho do baixo Tocantins, sob influência direta da futura represa de Tucuruí, evidenciamos, para a ictiofauna, um sistema de equilíbrio de grande complexidade. Os principais elementos do sistema são:

- uma zonação longitudinal de algumas espécies, particularmente na parte mais a jusante onde a influência das marés ainda é sentida.
- uma distribuição de espécies em função dos ambientes que permite determinar comunidades de subtrechos de correnteza lenta e de fundo arenoso, de subtrechos de corredeiras e fundo pedregoso, e de lagos.
- deslocamentos sazonais de muitas espécies que provocam mudanças nas comunidades, entretanto, sem afetar a estabilidade.

Nessa situação, que tipo de efeito o fechamento da barragem pode ter sobre as comunidades? Para lagos de represas tropicais existem poucos dados na literatura. Somente Balon (1974) apresenta uma curva da evolução do número de espécies no lago Kariba, que mostra uma diminuição da riqueza nos primeiros anos de formação do lago, e, em seguida, um aumento grande do número de espécies (de 28 para 39). O autor atribui esse aumento secundário à colonização do lago por espécies de bacias marginais que não estavam presentes na calha do rio Zambeze antes do represamento. Infelizmente, os dados que serviram de base para estabelecer essa curva não aparecem claramente no trabalho e, em particular, não se sabe qual foi a intensidade da amostragem na fase de pré-enchimento. No Tocantins, os resultados sugerem uma hipótese contrária: uma diminuição da riqueza no lago de represa, tanto a curto quanto a longo prazo, hipótese esta suportada por numerosos argumentos:

1) O desaparecimento dos ambientes de correntezas vai acarretar um imediato desaparecimento das espécies especializadas desses biótopos. Por outro lado, a transformação do meio lótico em lêntico provocará uma diminuição da diversidade dos biótopos e, conseqüentemente, uma diminuição do número de nichos, embora haja um aumento nas suas dimensões.

2) Segundo Margalef (1958), estabilidade e riqueza estão intimamente relacionadas; o fechamento da barragem, provocando o rompimento da estabilidade do sistema, teria como conseqüência uma diminuição do número de espécies.

3) Uma imagem da situação futura no lago de represa pode ser deduzida da condição atual dos lagos naturais da região, particularmente do lago Morateiro que é mais profundo. Nesse ambiente, a riqueza é menor e a regularidade ligeiramente maior.

4) Como observamos, as comunidades do baixo Tocantins são extremamente influenciadas pelos deslocamentos de peixes, particularmente na parte central da área (estações de Icangui, Breu-Branco e Jatobal). O fechamento da barragem irá interromper esses movimentos migratórios, provocando assim, modificações profundas nas comunidades de peixes pela ausência das espécies migradoras.

Esses resultados permitirão o acompanhamento preciso das mudanças nas comunidades ictícas induzidas pela formação de um lago de represa. Em particular, não se sabe exatamente Aspectos ecológicos da ...

tamente o tempo preciso para essa comunidade atingir novamente o equilíbrio. Esse tempo é provavelmente uma função do tamanho do lago. Balon (1974), para o lago Kariba com 5364 km² de superfície, estimou em cerca de 10 anos a duração dessa fase de estabilização, baseado em dados de produção pesqueira e de balanço de nutrientes. Medidas ecológicas de estabilidade de comunidades são provavelmente mais adequadas, porque constituem o reflexo da organização da comunidade inteira de peixes.

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos ao INPA e a ELETRONORTE que colocaram ao meu alcance os meios necessários à realização deste trabalho. Agradeço também, pelo apoio constante, a todos os colegas que participaram do trabalho de coleta. Agradeço, por fim, à equipe técnica dos pescadores do INPA pelo incomparável trabalho de campo que executou.

SUMMARY

Studies of the ichthyofauna prior to the formation of man-made lakes, generally have two main purposes: a) to get basic data which allow a monitoring of events after dam closure, and b) to make predictions about the probable effects of impoundment on fish. As the ecological stress of impoundment will affect all the elements of the ecosystem in a complex and interactive manner, we considered, in this paper the fish community as a whole. The research was conducted in the lower Tocantins river, a tributary of the Amazon estuary. The stretch of the river under direct influence of the dam was divided in three sections with different physical characteristics. A section of rapids, at the site of the future lake, is surrounded by two stretches of calmer waters, a small floodplain up river with numerous lakes, and a stretch of rougher water downstream in the upper part of Atlantic tidal influence. In each of these sections, fish communities were sampled by a gill net battery, twice a year, during 3 consecutive years. A good fit of these samplings to the community structure models show that, in each of the localities, a unique and equilibrated community exists. The communities are characterized by i) a great number of species probably as a result of a great long term stability of the environment, ii) a high equitability which can be related to the richness of the water in nutrients, and iii) a very high fish density. A spacial heterogeneity of the communities is demonstrated and attributed to the limited geographical distribution of some estuarine species and the specific adaptations to particular biotopes.

This study represents the first stage of an attempt to analyse the effects of a dam in tropical region on the whole fish community, and particularly, to establish the sequences of events and the duration of the equilibration phase. In this stage, the results suggest an immediate and long term reduction of fish species.

Tabela 1. Comparação das comunidades do baixo Tocantins com dados da literatura.

Bacia	Tocantins	Benoue	Bandama	Laguna Ebrie	Igarapé Congo	Poço Camarões	Lagos Amazonas
Fonte	Esse Trabalho	Daget 1966	Merona 1981	Daget, Du Rand, 1968	Gosse 1963	Daget 1976	Barthem 1981
Diversidade	4,336	3,15	3,053	2,22	2,850	2,59	2,496
faixa	3,227-5,100	2,85-3,45	1,974-3,898	0,89-3,26			2,19-3,24
Riqueza	70	65	18	25	16	34	?
faixa	48-85	61-69	10-27	19-35			
Equitabil.	0,728	0,395	0,735	0,48	0,713	0,51	?
faixa	0,507-0,841	0,22-0,57	0,505-0,905	0,19-0,67			
Nº de Amostras	29	2	24	12	1	1	15

Tabela 2. Características das comunidades de peixes no baixo Tocantins: PUE = Capturas por Unidade de Esforço; N = Riqueza; I = Índice de Diversidade de Shannon; E = Equitabilidade; r = Coeficiente de correlação da reta de Motomura; Ajustamento bom (***), razoável (**), aproximativo (*); § = Intensidade de amostragem menor.

Data	Estação	PUE (g)	N	I	E	r
VII-1980	Icangui	111.362	76	4,785	0,763	0,980**
	Itupiranga	144.476	51	4,198	0,738	0,970*
XI-1980	Acari Pucu	57.581	60	4,251	0,717	0,985**
	Icangui	90.614	66	4,770	0,786	0,965*
	Lago Tauá§	125.185	66	4,379	0,712	0,962*
	Breu-Branco	181.948	85	4,537	0,705	0,994***
	Jatobal	208.208	81	4,790	0,753	0,990***
	Itupiranga	207.063	73	4,696	0,756	0,990***
VII-1981	Acari Pucu	94.083	62	4,663	0,775	0,987**
	Icangui	155.022	61	3,227	0,542	0,958*
	Breu-Branco	86.150	48	4,512	0,805	0,925
	Jatobal	65.373	57	4,922	0,841	0,961*
	Itupiranga	111.754	72	4,736	0,765	0,991***
XI-1981	Acari Pucu	117.268	72	4,608	0,744	0,982**
	Icangui	222.567	79	4,322	0,683	0,979*
	Breu-Branco	240.455	84	4,396	0,685	0,989**
	Jatobal	99.842	57	4,394	0,751	0,974*
	Itupiranga	184.794	64	4,562	0,758	0,987**
	L. Otacílio§	169.811	53	4,464	0,777	0,995***
	L. Grande§	97.554	41	3,997	0,743	0,995***
	L. Morateiro§	84.060	30	3,439	0,699	0,962*
VII-1982	Acari Pucu	93.210	71	4,939	0,800	0,988**
	Icangui	127.420	86	3,888	0,603	0,974*
	L. Tauá	117.572	49	2,857	0,507	0,970*
	Breu-Branco	83.067	69	4,664	0,761	0,978*
	Jatobal	33.883	75	5,100	0,816	0,995***
	Itupiranga	146.440	73	4,221	0,680	0,981**
	L. Otacílio§	128.409	49	4,228	0,750	0,984**
	L. Grande§	58.246	46	4,135	0,746	0,986**
	L. Morateiro§	102.459	33	3,421	0,676	0,965*

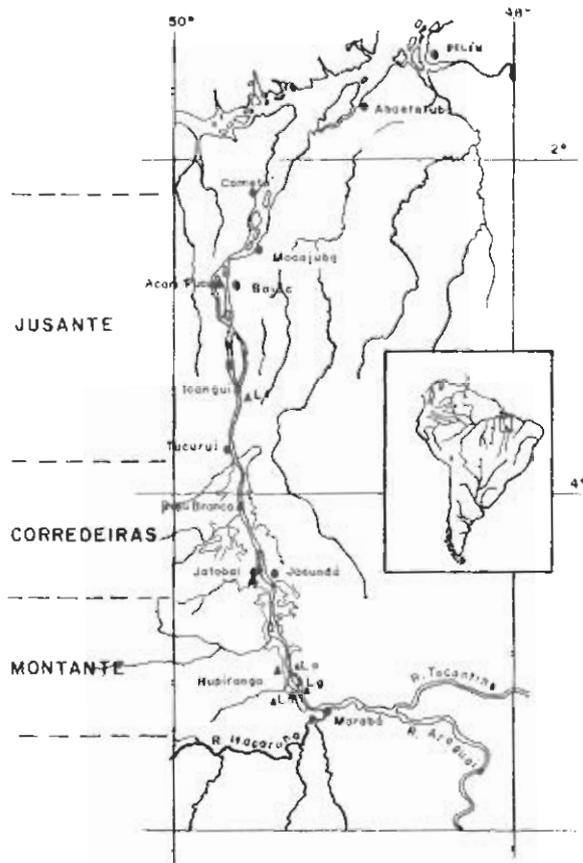


Fig. 1. Mapa do baixo Tocantins mostrando os locais de amostragem (). Lt - Lago Tauá; Lo = Lago Otacílio; Lg = Lago Grande; Lm = Lago Morateiro.

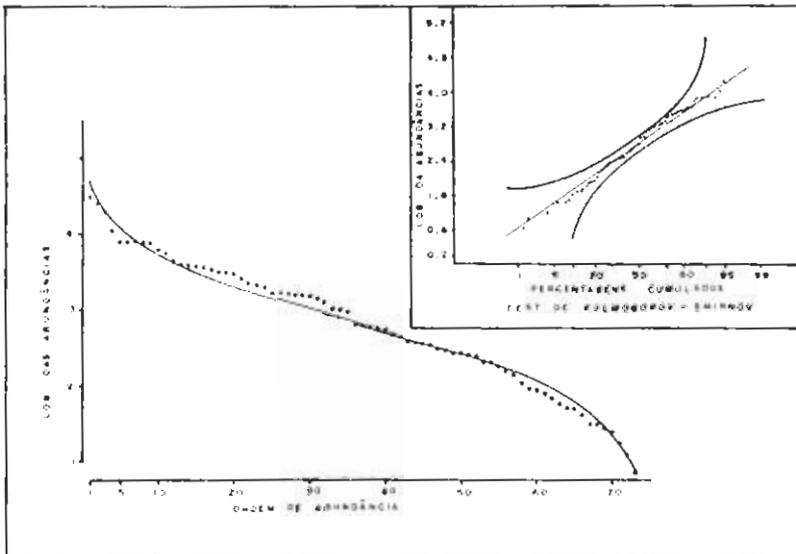


Fig. 2. Estrutura da comunidade amostrada em Itupiranga em novembro de 1980. Ajustamento ao modelo log-normal e test de Kolmogorov-Smirnov.

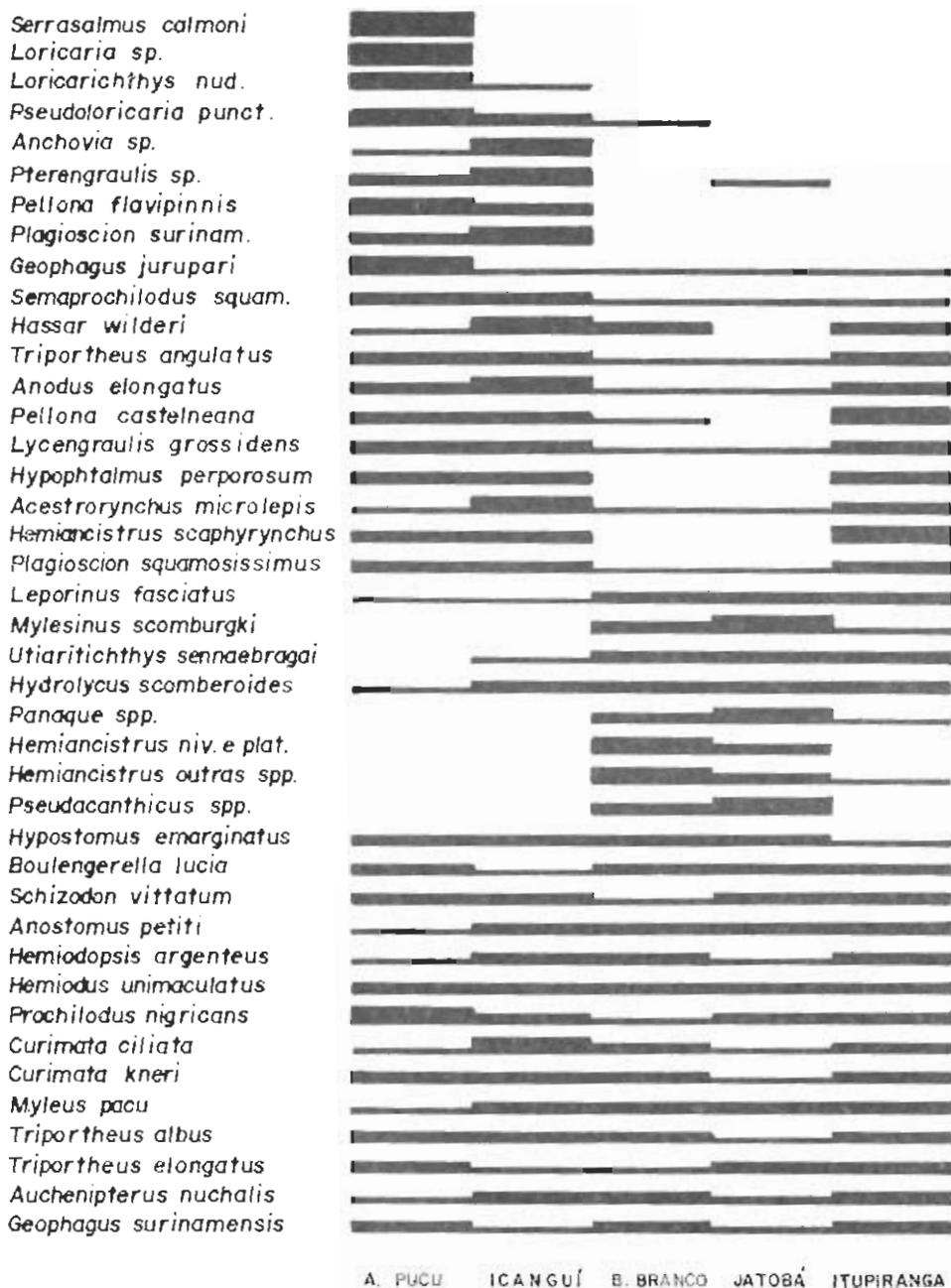


Fig. 5. Distribuição espacial das espécies mais significativas na calha principal do baixo Tocantins entre Cametá e Marabá.

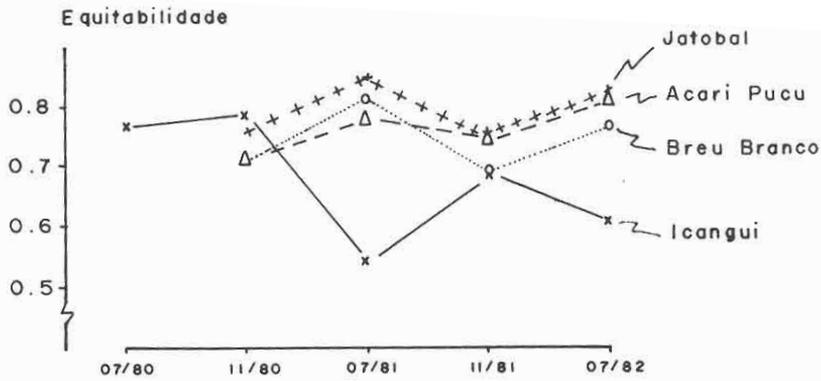


Fig. 6. Evolução temporal da equitabilidade nos diversos pontos de amostragem no baixo Tocantins.

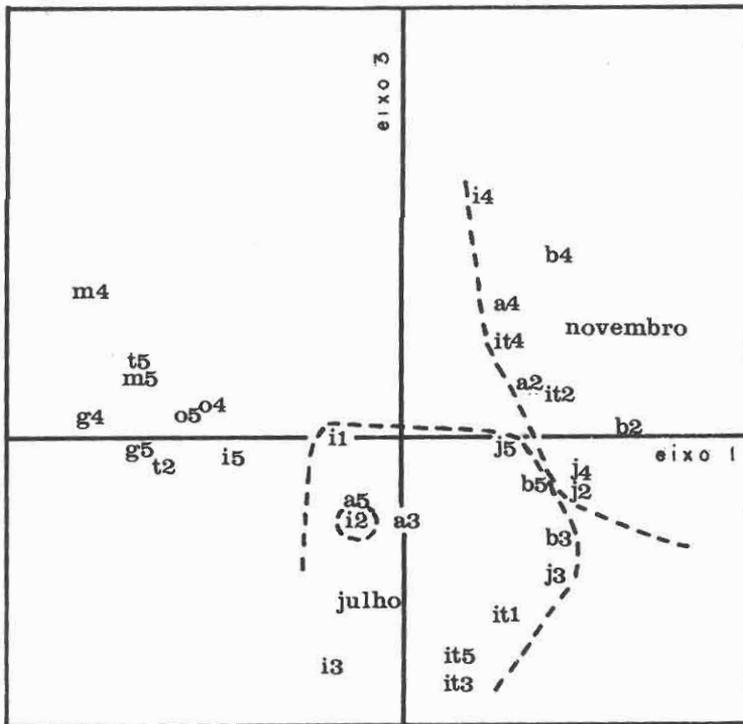


Fig. 7. Projeção no segundo plano da análise das correspondências das amostras e das espécies. a = Acari Pucu; i = Icangui; b = Breu-Branco; j = Jatobal; it = Itu piranga; o = Lago Otacílio; g = Lago Grande; m = Lago Morateiro.

Anexo 1. Lista das espécies encontradas nas pescarias experimentais no baixo Tocantins.

Nº	Nome
001	Potamotrygon sp.
002	Pellona castelheana
003	Pellona falvipinnis
004	Pristigaster cayana
005	Pterengraulis atherinoides
006	Anchovia surinamensis
007	Lycengraulis grossidens
008	Osteoglossum bicirrhosum
009	Hoplias malabaricus
010	Boulengerella ocellata
011	Boulengerella maculata
012	Schizodon vittatum
013	Leporinus fasciatus
014	Leporinus frederici
015	Leporinus sp.
016	Hypomasticus sp.
017	Anostomoides laticeps
018	Leporellus sp.
019	Anostomus petiti
020	Hemiodopsis argenteus
021	Hemiodus unimaculatus
022	Argonectes longiceps
023	Coenotropus labyrinthicus
024	Semaprochilodus brama
025	Prochilodus nigricans
026	Curimata amazonica
027	Curimata cyprinoides
028	Curimata sp.
029	Curimatella dorsalis
030	Curimatella albura
031	Curimatella sp.
032	Anodus elongatus
033	Colossoma bidens
034	Mylossoma duriventris
035	Metynnis hypsauchen
036	Myleus pacu
037	Myleus sp.
038	Utiaritichthys sennebragai
039	Acnodon normani
040	Mylesinus schomburgki
041	Serrasalmus nattereri
042	Serrasalmus rhombeus
043	Serrasalmus sp.
044	Agoniates anchovia
045	Hydrolycus scomberoides
046	Raphiodon vulpinus
047	Raphiodon gibbus
048	Cynopotamus amazonicus
049	Roeboides thurni
050	Acestrorhynchus microlepis
051	Acestrorhynchus falcirostris
052	Brycon sp.
053	Holobrycon pesu
054	Triporthesus angulatus
055	Triporthesus elongatus
056	Triporthesus albus
057	Characidae sp.
058	Bryconops alburnoides
059	Rhamphichthys rostratus
060	Gymnotidae sp.
061	Ageneiosus brevifilis
062	Ageneiosus dentatus
063	Auchenipterus nuchalis
064	Auchenipterichthys longimanus
065	Parauchenipterus galeatus
066	Auchenipteridae sp.
067	Hassar wilderi
068	Pseudodoras niger
069	Platydoras costatus
070	Megalodoras irwini
071	Doradidae sp.
072	Pimelodus blochi
073	Pimelodella cristata
074	Pimelodina flavipinnis
075	Pinirampus pirinampu
076	Sorubim lima
077	Hemisorubim platyrhynchus
078	Pseudoplatystoma fasciatum
079	Brachyplatystoma flavicans
080	Paulicea lutkeni
081	Platynematachthys notatus
082	Hypoptalmus marginatus
083	Cetopsis sp.
084	Hypostomus emarginatus
085	Hypostomus plecostomus
086	Panaque nigrolineatus
087	Panaque sp.
088	Pseudacanthicus spinosus
089	Pseudacanthicus sp.
090	Acanthicus sp.
091	Pterygoplichthys sp.
092	Hemiancistrus sp 1
093	Hemiancistrus sp 2
094	Loricaria sp.
095	Loracarichthys nudirostris
096	Pseudoloricaria punctata
097	Sturizoma rostrata
098	Loricariinae sp.
099	Hypoptopoma sp.
100	Pachyurus schomburgki
101	Pachypops furcraeus
102	Plagioscion squamosissimus
103	Plagioscion surinamensis
104	Biotodoma cupido
105	Acarichthys heckeli
106	Batrachops sp.
107	Cichlassoma festivum
108	Cichlassoma severum
109	Cichlassoma sp.
110	Cichla ocellaris
111	Cichla temensis
112	Crenicichla sp.
113	Geophagus surinamensis
114	Geophagus jurupari
115	Retroculus lapidifer
116	Achirus sp.

Referências bibliográficas

- Ackermann, W. C.; White, G. F.; Worthington, E. B. - 1973. Man-made lakes: their problems and environmental effects. *Geophys. Monog. Ser.*, 17: 847 p.
- Balon, E. K. - 1974. **Fish production of a tropical ecosystem.** In: Balon & Coche eds, Lake Kariba, Dr. W. Junk. Pub. **The Hague.** 767 p.
- Balon, E. K. & Coche, A. G. - 1974. Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa. Dr. W. Junk Pub. **The Hague.** 767 p.
- Barthem, R. B. - 1981. **Considerações sobre a pesca experimental com redes de espera em lagos da Amazônia Central.** Dissertação de Mestrado, INPA/FUA. 84 p.
- Benzecri, J. P. - 1973. L'analyse des données. Tome II: L'analyse des correspondances. Dunod Paris. 619 p.
- Daget, J. - 1966. Abundance relative des poissons dans les plaines inondées par la Benoué à hauteur de Garoua (Cameron). *Bull. IFAN, A*, 18 (1): 247-258.
- Daget, J. - 1976. **Les modèles mathématiques en Ecologie.** Masson Paris. 170 p.
- Daget, J. & Durand, J. R. - 1968. Etude du peuplement de Poissons d'un milieu tropical poikilohalin: la baie de Cocody en Côte d'Ivoire. *Cah. ORSTOM, Hydrobiol.*, 2 (2): 91 - 111.
- Daget, J.; Lecordier, C.; Leveque, C. - 1973. Notion de nomocénose: ses applications en ecologie. *Bull. Soc. Ecol.*, 3 (4): 448 - 462.
- Gosse, J. P. - 1963. Le milieu aquatique et l'écologie des Poissons dans la région de Yangambi. *Ann. Mus. Afr. Centr. Tervuren, ser. in 8. Zool.*, 116: 111 - 270.
- Inpa, 1982. - **Relatório terminal a Eletronorte.** Parte Ictiofauna Msc. 371 p.
- Legendre, L. - 1973. Phytoplankton organization in Baie des Chaleurs (Gulf of St Lawrence). *J. Ecol.*, 61: 135 - 149.
- Legendre, L. & Legendre, P. - 1979. **Ecologie numérique.** Tome I: Le traitement multiple des données écologiques. Masson Paris & Les Presses Universitaires de Québec. 197 p.
- Lowe Mc Connell, R. H. - 1966. **Man-made lakes.** Proceedings of a symposium held at the Royal Geographic Society London. Academic Press. 218 p.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *General systems*, 3: 36 - 71.
- Merona, B. de - 1981. Zonation ichtyologique du bassin du Bandama, Côte d'Ivoire. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 14(1): 63 - 75.
- Merona, B. de, & Carvalho, J. L. de - (s.d.). **A pesca no Baixo Tocantins** (em preparação).
- Merona, B. de; Leveque, C.; Paugy, D.; Albaret, J. J.; Bigorne, R.; Herbinet, P. - 1978. **Observations sur la faune ichtyologique du Bandama en amont du barrage de Kossou (Côte d'Ivoire),** Convention ORSTOM/OMS, Rapport, 21: 193 p.
- Motomura, I. - 1947. Further notes on the law of geometrical progression of the population density in animal association (em japonês, resumo inglês). *Seiri Seitai*, 1:55-60.
- Obeng, L. - 1969. Man-made lakes: **The Accra Symposium.** Proceedings of a Symposium held at Accra. Accra Ghana univ Press. 398 p.

- Preston, F. W. - 1948. The commonness and rarity of species. **Ecology**, 29: 254-283.
- Shannon, C. E. - 1948. A mathematical theory of communication. **Bell System technical journal**, 27: 379 - 423.
- Van der Heide, J. - 1982. **Lake Brokopondo**. Vrije Universiteit te Amsterdam. Offset-drukkerij Kanters B. V., Alblasserdam. 427 p.
- Welcomme, R. L. - 1979. **Fisheries Ecology of floodplain rivers**. Longman. 317 p.

(Aceito para publicação em 04.08.1987)