



Peixes e pesca no

Solimões - Amazonas

uma avaliação integrada



*Victoria Judith Isaac,
Nidia Noemi Fabr ,
Claudemir Oliveira da Silva,
Mauro Luis Ruffino,
Ulrich Saint-Paul*

Introdu o

A fauna ict ica da Amazônia   considerada a mais rica entre todos os sistemas de água doce do mundo (LOWE-McCONNELL, 1987). Entre suas principais características estão: a elevada riqueza de espécies, os altos valores da diversidade e o predomínio da superordem Ostariophysa na composi o de espécies (NELSON, 1994). Estimativas recentes (SCHAEFER, 1998; REIS et al., 2003) sugerem que a ictiofauna neotropical de água doce   composta por 5.000 a 6.000 espécies. Desse total,   razoável supor que a Amazônia abrigue cerca de 3.000 espécies de peixes. Entretanto, ainda há um marcado desconhecimento da sistemática e da taxonomia, bem como da área de distribui o da maioria das espécies na região, o que dificulta o entendimento de padrões biogeográficos e de mecanismos de especia o que atuam nesse ecossistema. Devido   grande variedade de nichos ecológicos, a fauna ict ica amazônica apresenta também uma incrível heterogeneidade de formas de vida, comportamentos e adapta es.

Nesse contexto, a ictiofauna da várzea amazônica pode ser considerada um pouco mais conhecida em fun o da ocupa o humana histórica na região e, principalmente, da explora o intensa da pesca comercial e de subsistência (SMITH, 1979; SANTOS et al., 1991; GOULDING et al., 1996). As áreas de várzeas têm aportado exemplares de peixes coletados e destinados a estudos científicos, há séculos, e um grande número de cole es têm sido enviadas a museus na Europa e na América do Norte, além de suprir as institui es nacionais (RAPP PY-DANIEL; LEÃO, 1991; SANTOS et al., 1991). Das numerosas espécies conhecidas, cerca de 200 são exploradas regularmente pelas pescarias comerciais para alimenta o, ao longo da calha, sendo que, dependendo do local de desembarque, entre 6 e 12 espécies representam 80% dos desembarques (BARTHEM; FABR , 2004).

Na Amazônia, o aprofundamento dos estudos sobre a pesca teve início na década de 1970, com os trabalhos de Petrere Junior, na Amazônia central, sendo que a partir da década de 1990 o conhecimento científico alcançou abrangência geográfica maior ao se incorporar em estudos e monitoramentos dos recursos pesqueiros da região de Santarém, no Baixo Amazonas. Apesar da extensa produção científica sobre a pesca na Amazônia, poucos trabalhos têm avaliado o impacto dessa tradicional atividade extrativa sobre a estrutura das comunidades ou sobre os ecossistemas. Recentemente, Angelini et al. (2006) quantificaram os fluxos de energia na várzea amazônica. Eles simularam os efeitos do aumento do esforço de pesca e da diminuição de cobertura de floresta inundada sobre a biomassa das espécies-topo da teia trófica aquática aos grandes bagres pimelodídeos da calha do rio. Os resultados indicaram que o impacto do desmatamento sobre a estabilidade do ecossistema é bem maior que o da pesca, inclusive sobre as espécies que não dependem diretamente da floresta, como os bagres migradores.

Nesse contexto, o conhecimento da estrutura das comunidades pode contribuir para o diagnóstico da sustentabilidade de um ecossistema, principalmente no que diz respeito à capacidade de obter condições de equilíbrio (JØERGENSEN, 1986; ULANOWICZ, 1986). Uma das consequências da pesca sobre as comunidades é a alteração da distribuição e da abundância relativa da estrutura trófica. Grupos de piscívoros e de carnívoros são alvos preferenciais de muitas pescarias comerciais, de forma que a sua diminuição pode indicar aumento da pressão de exploração humana (RUSS; ALCALA, 1989).

Diante da necessidade de gerar resultados sobre o impacto da pesca na Amazônia que avaliem as possíveis interações entre as espécies que compõem as comunidades de diferentes ecossistemas, neste trabalho foi realizada a comparação dos espectros de tamanhos das principais espécies capturadas pelas pescarias na Amazônia, por macrorregiões e por ambiente.

Relação Peixe/Ambiente nos Ecossistemas Aquáticos da Amazônia

Os peixes desempenham papel primordial nos ecossistemas amazônicos, principalmente em razão da excepcional e extensa rede hidrográfica da bacia, o que permite interagir em vasto espaço geográfico e em grande variedade de ambientes e nichos ecológicos. Essas características induzem à coexistência de complexas cadeias tróficas, com vários níveis, e grande diversidade. A manutenção dessas comunidades depende da matéria orgânica e dos nutrientes provenientes de vertente andina e da lavagem da floresta ribeirinha, fontes essenciais para a sustentação do sistema.

Hidrologicamente, os rios e as planícies da Bacia Amazônica foram classificados por Sioli (1968), de acordo com a origem e a geoquímica das suas águas, em brancas, pretas e claras. As áreas alagadas dos rios de água branca – as várzeas – são as mais produtivas desse complexo (JUNK, 1984; BAYLEY;

PETRERE JUNIOR, 1989). Mais de 90% da captura total de peixes provêm dessas áreas (PETRERE JUNIOR, 1992). A grande importância dessas áreas está também no fato de serem berçários de várias espécies de peixes de importância comercial, como *Colossoma macropomum*, tambaqui; *Mylossoma duriventre*, pacu; *Brycon amazonicus*, matrinxã; *Prochilodus nigricans*, curimatã; *Semaprochilodus insignis* e *S. teaniurus*, jaraquis; *Triportheus angulatus*, *T. elongatus*, *T. flavus*; *Psectrogaster amazônica*, sardinhas e *Potamorhina latior*, branquinha, entre outras.

A ictiofauna que habita os lagos de várzea possui dinâmica complexa de comportamentos, conforme as flutuações do nível da água. Na enchente, após a reprodução, as larvas e/ou alevinos dos peixes são carregados pela correnteza dos rios para as áreas alagadas (GOULDING, 1980; ARAÚJO-LIMA, 1984, 1990; JUNK, 1984; PETRY, 1989). Nesses biótopos, as larvas e os jovens se distribuem ocupando a água livre, as águas sob macrófitas aquáticas e os capins flutuantes, ou a floresta alagada onde os peixes encontram alimentação e proteção contra vários tipos de inimigos naturais, principalmente outros peixes predadores. Durante a estação seca, os peixes devem se deslocar para as áreas onde a água permanece abundante, nos canais dos rios. Técnicas de pesca e de produtividade por espécies são um reflexo dessa dinâmica particular.

Migrações de peixes na Amazônia

O comportamento migratório dos peixes está usualmente associado com eventos reprodutivos, porém para algumas populações também pode estar relacionado com o comportamento alimentar e de dispersão, como observado em muitas espécies de peixes na Amazônia (GOULDING, 1979; RIBEIRO, 1983; ZANIBONI-FILHO, 1985; RIBEIRO; PETRERE, 1990; COX-FERNANDES, 1997; CASTELLO, 2008). Esses deslocamentos ocorrem geralmente entre o rio e a planície de inundação. Nem todas as espécies de peixes realizam migrações.

Quanto à distribuição espacial e o seu comportamento migrador, os peixes amazônicos podem ser divididos em três grandes categorias (BARTHEM et al., 1997; BATISTA, 1998), a saber:

1. Grandes migradores (Siluriformes) - realizam longos deslocamentos (mais de 3.000 km) no eixo Solimões-Amazonas, para completar o seu ciclo de vida. Nascerem e se reproduzem no alto das cabeceiras de vários afluentes dos rios Solimões-Amazonas, como o Juruá, Purus, Madeira, Içá, Japurá e outros. Alimentam-se no Estuário e crescem na Amazônia central (região de Almeirim/Santarém até Manaus). Para a reprodução, migram numa viagem de volta aos afluentes onde, provavelmente, nasceram. Ex.: piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* e dourada *Brachyplatystoma rousseauxii*. Recentes estudos genético-populacionais

para essas duas espécies sugerem que existe amplo intercâmbio genético nos indivíduos dessas espécies, o que confirma que possuem padrão de migração com deslocamentos ao longo de toda a calha do Rio Amazonas e seus tributários. Assim, os afluentes do Rio Amazonas devem ser vistos como verdadeiros berçários para essas espécies, por serem os locais de desova e também por contribuírem com boa parcela da diversidade genética (BARTHEM, 1984; BARTHEM; GOULDING, 1997; BATISTA et al., 2005; FABRÉ; BARTHEM, 2005).

2. Migradores (algumas espécies de Characiformes e Siluriformes) – a migração ocorre no início da enchente, quando os cardumes de peixes caraciformes descem dos seus habitats nos rios afluentes, pobres em nutrientes, para desovar no encontro das ricas águas brancas (migração reprodutiva). A desova que ocorre geralmente entre dezembro e janeiro é do tipo sincrônico e total e requer perfeita adaptação aos ritmos do ciclo hidrológico. A análise comparativa dos registros do nível do rio permitiria fazer uma previsão aproximada da época de desova, para cada localidade, algum tempo antes desta ocorrer. Neste grupo estão incluídas várias espécies de importância comercial. A maioria destas espécies é detritívora ou consome alimentos oriundos da floresta alagada como tambaqui, pirapitinga *Piaractus brachypomus*, pacus, matrinxã, curimatã, jaraquis, sardinhas, branquinhas e mapará *Hypophthalmus* spp.
3. Sedentários (algumas espécies de Osteoglossiformes, Perciformes, entre outras) – são espécies com distribuição local, não realizam migrações sistemáticas, permanecendo nos ambientes tradicionais ou realizando, caso necessário, apenas pequenos movimentos laterais na vazante e na seca. É o caso dos Cichlidae, como o tucunaré *Cichla monoculus* e *C. temensis*, acarás dos gêneros *Astronotus*, *Geophagus*, *Cichlasoma* ou *Chaetobranchius*, os Sciaenidae como as pescadas do gênero *Plagioscion* e os Osteoglossiformes como o pirarucu *Arapaima gigas* e o aruanã *Osteoglossum bicirrhosum*.

Estratégias de vida

O estudo das estratégias reprodutivas de uma espécie fornece excelente instrumento para o conhecimento de sua biologia. Os peixes tropicais de água doce apresentam grande diversidade de comportamentos reprodutivos. O sucesso de uma estratégia reprodutiva garante a sobrevivência do maior número possível de descendentes e representa o produto de demorados processos de seleção natural e adaptação às oscilações sazonais das variáveis ambientais (WOOTTON, 1984).

Winemiller (1989), trabalhando com peixes da Venezuela, identificou três estratégias reprodutivas denominadas de sazonal, em equilíbrio e oportunista. Apesar de algumas críticas, essa classificação pode ser também aplicada para as espécies da Amazônia brasileira:

- Sazonal: é o grupo mais numeroso de espécies. Apresenta sincronismo da desova com as mudanças do nível do rio e com o regime anual de chuvas. Possuem fecundidade alta, ovos pequenos, não apresentam cuidado da prole, concentrando todas as energias em desovar no momento e no local adequado. Realizam migrações (piracemas) na procura de locais apropriados e desovam durante um período mais ou menos restrito, geralmente no início da época de chuvas. Ex.: *C. macropomum*, *Myleus* spp., *Metynnis* spp., *Mylossoma* spp. (pacu), *Prochilodus nigricans* e *Semaprochilodus* spp.
- Equilíbrio: peixes sedentários, de distribuição local, geralmente piscívoros ou omnívoros. A disponibilidade de alimento para esses peixes sofre poucas mudanças sazonais. Apresentam época de desova prolongada, fecundidade menor, ovos maiores e grande investimento energético na sobrevivência da prole através de comportamentos especializados (acasalamento, construção de ninhos, cuidado parental, etc.). O resultado dessa estratégia é a diminuição da mortalidade nas fases iniciais do ciclo de vida, garantindo um bom recrutamento dos jovens à população adulta. Isso se traduz numa densidade relativamente estável de adultos durante todo o ano. Ex.: pirarucu *Arapaima gigas*, tucunaré *Cichla* spp., acará *Astronotus crassipinnis*.
- Oportunista: peixes geralmente pequenos, com ciclos de vida curtos e que atingem a primeira maturação sexual rapidamente. Possuem desovas parceladas e numerosas, sem apresentar cuidado da prole. Os jovens conseguem rápida colonização de habitats, mesmo em condições desfavoráveis e sob alta pressão de predação. Ex.: pescada *Plagioscion* spp. piranha-caju *Pygocentrus nattereri*.

Ecologia trófica dos peixes da Amazônia

Revisando os hábitos alimentares e a dieta dos peixes amazônicos, conclui-se que as florestas inundáveis são de vital importância na ecologia trófica dos grandes rios amazônicos, o que permite concluir sobre o enorme valor desses ambientes para as pescarias comerciais e a sua necessidade de conser-

vação (GOULDING, 1980; ARAUJO-LIMA et al., 1986; GOULDING et al., 1988; SAINT-PAUL, 1994). Lowe-McConnell (1975, 1987) discutiu a fauna de peixes amazônicos no contexto da ecologia de comunidades, e Welcomme (1985), analisando as pescarias de rios tropicais, apresentou uma revisão dos aspectos biológicos e ecológicos das áreas inundadas. Os autores reconhecem que o pulso de inundação afeta diretamente a fauna de peixes.

O alimento dos peixes amazônicos provém de duas fontes: uma autóctone, que depende da produtividade aquática e se origina nas plantas aquáticas, e outra de origem externa ou alóctone, que se origina nos ecossistemas terrestres circundantes (principalmente florestas de várzea e de igapó) e termina sendo aportada ao meio aquático pelo efeito do ciclo hidrológico. Com base nessas categorias, pode-se considerar como fontes autóctones: algas, plantas aquáticas, detrito, invertebrados aquáticos, fases larvárias de insetos voadores e todos os vertebrados aquáticos. Como fontes alóctones, destaca-se a vegetação ripariana e a fauna terrestre que cai na água. O detrito tem sua origem na decomposição da vegetação tanto aquática como terrestre. Igualmente, muitas plantas aquáticas sobrevivem ao período de seca, comportando-se como plantas terrestres. Essa distinção do alimento dos peixes, de acordo a sua origem, é uma simplificação que facilita uma análise do espectro trófico, ainda que no sentido estrito não haja distinção clara entre um e outro.

No rio e nas planícies de inundação, a importância relativa do alimento dos peixes, que tem origem em cada uma dessas fontes, muda ao longo do ano. Durante o período de águas baixas, ocorre uma contração do meio aquático, com o qual se restringe enormemente o aporte alóctone de alimentos; a produtividade aquática decresce, ao diminuir a carga de nutrientes do rio, e ocorre influência sobre os sistemas lagunares.

Ao iniciar o período de chuvas, o Rio Amazonas transporta grande quantidade de material em suspensão e nutrientes oriundos da erosão dos Andes. Contudo, enquanto as águas estão confinadas em seu canal principal, esse fluxo de nutrientes não se traduz em produtividade devido à velocidade da corrente, turbidez da água e escassa superfície exposta à radiação solar, na proporção do volume d'água. Somente quando o rio transborda sobre suas margens e invade a planície inundável, os nutrientes vão se expressar num incremento da produtividade. Isso implica que a produtividade dos sistemas fluviais depende de dois fatores: a quantidade de nutrientes que arrastam as águas e a extensão de sua planície inundável. No caso do Rio Amazonas, esse aporte de nutrientes provém unicamente de suas cabeceiras, já que a grande extensão da planície amazônica possui solos muito pobres e tem um aporte quase nulo de nutrientes. Adicionalmente, as águas que a drenam contribuem com a diluição dos nutrientes aportados pelo rio, como pode ser observado pela evidente diminuição dos valores de condutividade, à medida que o rio se afasta da cordilheira e recebe tributários dos escudos do Brasil e das Guianas (GALVIS et al., 2006).

Quando se inicia o aporte de nutrientes à planície de inundação, ocorre uma sequência de processos, em vista do seu aproveitamento, começando pelas plantas aquáticas flutuantes que se desenvolvem rapidamente. Nesse momento, os nutrientes aportados não beneficiam as plantas submersas nem o fitoplâncton, pois a penetração de luz é escassa por causa da alta turbidez da água. Uma vez que a água começa a chegar às florestas inundáveis, os nutrientes induzem a uma floração massiva desse tipo de vegetação. Somente quando a inundação se estabiliza em seus níveis máximos, o material em suspensão começa a decantar e inicia o desenvolvimento do plâncton e de plantas aquáticas submersas nas áreas das águas abertas. Apesar de a área de inundação ser extensa, a floresta inundada e a vegetação flutuante cobrem a maior parte da superfície, o que também limita o desenvolvimento do plâncton e da vegetação submersa. Isso explica, em parte, a escassa importância do plâncton nas cadeias tróficas do Amazonas e de muitos rios tropicais de características semelhantes. Nesses casos, as espécies de peixes filtradores têm papel bastante secundário na estrutura da cadeia trófica. Araújo-Lima et al. (1995) estimam que somente 7% das espécies de peixes das áreas alagáveis são plantívoras. O maior volume de biomassa ictiica está representado por peixes que consomem detrito, produto da decomposição de matéria orgânica proveniente da vegetação flutuante da floresta inundada, seguidos, em importância, pelas espécies herbívoras, frugívoras e consumidoras de invertebrados que caem na água (GALVIS et al., 2006). Araújo-Lima e Hardy (1987) destacam que o detrito consumido pelo jaraqui-de-escama-grossa (*S. insignis*) é inorgânico, sendo somente 10% orgânico e composto por algas e microinvertebrados. Estudos realizados com radioisótopos demonstraram que as espécies de peixes detritívoras não usam as diferentes fontes de detritos de forma semelhante, por exemplo, os pré-adultos e adultos de curimatídeos e os proquilodontídeos consomem detrito oriundo do fitoplâncton, diferentemente dos juvenis desses grupos ictícos que consomem detrito proveniente das macrófitas aquáticas (C4). Situação equivalente foi observada com os lorícarídeos (ARAÚJO-LIMA et al., 1995).

No início da vazante, cessa o aporte de nutrientes ao sistema lagunar. Nas áreas secas, muita vegetação aquática morre e os nutrientes nelas acumulados passam a ser utilizados pela vegetação terrestre, que agora começa a crescer. As condições ambientais se tornam adversas para as espécies aquáticas e muitos peixes migram rio acima, para voltar na próxima cheia, ou simplesmente se deslocam para o rio ou para locais ainda inundados. Com a chegada da cheia, praticamente todas as comunidades de peixes da planície aluvial se renovam ou se reestruturam.

Percebe-se que as fortes flutuações estacionais no nível do Rio Amazonas e de sua planície de inundação são, sem dúvida, os principais fatores modeladores das comunidades aquáticas. Os processos cíclicos de expansão e de contração do ecossistema determinam mudanças na extensão do habitat

aquático e nos processos produtivos que acarretam profundas modificações ambientais que, por sua vez, regulam a estrutura das comunidades de peixes. Esses conceitos se traduzem no esquema do ciclo de inundação proposto por Welcomme (1979) e no conceito de pulso de inundação de Junk et al. (1989), muito bem resumidos por Lowe-McConell (1999).

Apesar da grande variabilidade de suprimentos alimentares, os peixes regulam seus hábitos alimentares de acordo com o regime das águas e das condições particulares de cada região de disponibilidade de habitats. Os itens alimentares não estão distribuídos igualmente na planície de inundação, podendo estar concentrados em habitats específicos como áreas abertas, comunidades de macrófitas aquáticas ou floresta inundada. Nos lagos de várzea, a produção de fito e de zooplâncton é maior quando a carga de sólidos suspensos na água decanta e a água fica transparente. Mesmo com a grande diversidade de árvores da floresta inundada, que pode alcançar mais de 100 espécies/ha, e apesar de os frutos e as sementes poderem amadurecer em diferentes períodos do ano, a maior frequência de frutificação coincide com o período da cheia, o que permite aos peixes utilizar também esses produtos da floresta (AYRES, 1993; KUBITZKI; ZIBURSKI, 1994).

A qualidade e a quantidade de alimento para a ictiofauna dependem também das condições hidroquímicas e da fertilidade dos sedimentos. Água e solos dos rios de água branca são mais férteis que aquelas de água clara e água preta. Nas áreas inundadas do Rio Negro, a baixa produção primária resulta em menor suprimento alimentar para os peixes do que em áreas de água branca do Rio Amazonas (JUNK et al., 1997). Plantas herbáceas aquáticas e terrestres são muito mais abundantes nas várzeas do que nos igapós. Assim, a flexibilidade na escolha alimentar é necessária em um rio que se modifica constantemente. Contudo, a flexibilidade está limitada à anatomia da boca, incluindo o tipo de dentição, a anatomia e a fisiologia do sistema gastrointestinal, e da idade do peixe. Juvenis usualmente preferem itens alimentares diferentes aos dos adultos e selecionam seus habitats de acordo com seus requerimentos. Macrófitas aquáticas são o ambiente preferido para os juvenis de muitas espécies porque oferecem abrigo e uma grande variedade de itens alimentares de pequeno tamanho, incluindo detrito, perifiton, perizoo e invertebrados terrestres. Conforme os juvenis crescem eles se movem para outros habitats como águas abertas ou florestas inundadas e mudam sua dieta alimentar. Algumas espécies vivem, quando juvenis, nas áreas de várzea e mais tarde movem-se para rios de água preta onde se alimentam nas florestas inundadas de detritos e de perifiton como os jaraquis do gênero *Semaprochilodus* (JUNK et al., 1997). A periódica expansão e redução de habitats e a permanente modificação do suprimento alimentar forçam os peixes a serem altamente móveis e alternar suas preferências alimentares para garantir uma ótima exploração dos recursos disponíveis nas áreas inundadas.

Por isso, os hábitos alimentares e as adaptações dos peixes são muito diversos. Contudo, com base na sua dieta preferencial, os peixes podem ser classificados como:

- Peixes piscívoros – que comem quase que exclusivamente peixes como tucunaré *Cichla* spp., pirarucu *Arapaima gigas*, piraíba ou filhote *Brachyplatystoma filamentosum*, pescada *Plagioscion* spp., piranha-caju *Pygocentrus nattereri*, etc. Esses peixes se alimentam com mais intensidade na época seca.
- Peixes carnívoros – que comem invertebrados como crustáceos, moluscos, briozoários, poríferos, rotíferos, oligoquetos, insetos, etc. Alguns exemplos são acarás *Geophagus altifrons*, charutos *Bivibranchia notata*, *Hemiodus microlepis*, *H. unimaculatus* e aracus *Laemolita taeniata* e *Leporinus fasciatus*.
- Peixes planctófagos – que filtram zoo ou fitoplâncton. Não são muito comuns na Amazônia, destacando-se o mapará *Hypophthalmus* spp. e a sardinha *Tripurtheus* spp. Contudo, muitos jovens se alimentam desses organismos, como o tambaqui *Colossoma macropomum*.
- Peixes herbívoros – possuem grande variedade de tipos de alimentos, mesmo que poucas espécies. Alguns se alimentam de macrófitas como os aracus *Rhytidodus* spp., *Leporinus* spp., *Scizodon vittatus*; o bacu *Lithodoras dorsalis*; e outros se alimentam de algas como charuto *Hemiodus microlepis*, acará, *Mesonauta* sp.; outros, de frutos como os pacus dos gêneros *Metynnis*, *Myleus* e *Mylossoma*.
- Peixes detritívoros – são importantes, pois consomem a matéria orgânica em decomposição das plantas. Destacam-se jaraquis *Semaprochilodus* spp., curimatã *Prochilodus nigricans*, branquinhas *Potamorhina latior*, tamoatã *Hoplosternum littorale* e acari *Liposarcus pardalis*.
- Peixes onívoros – utilizam diversas fontes de alimentos, sem preferências destacadas, ou alternam fontes de alimento de acordo com a disponibilidade sazonal. É o caso do tambaqui, matrinxã *Brycon amazonicus* e os mandis do gênero *Pimelodus*.

Impactos da Pesca na Estrutura da Comunidade Capturada

Espectro de tamanhos da comunidade de peixes nas capturas

As críticas sobre a aplicação dos modelos clássicos de avaliação de populações de peixes têm conduzido ao desenvolvimento de métodos alternativos para avaliar a "saúde dos estoques". Entre as abordagens alternativas, podemos citar aquelas que consideram os impactos da pesca sobre as assembleias de organismos ou, mesmo, sobre o ecossistema, sempre procurando ferramentas que sejam de mais fácil aplicação. Os métodos para análise de espectros de tamanhos (*size spectrum* ou frequências de tamanhos) têm várias aplicações em ecologia, bem como têm permitido responder a perguntas sobre o rendimento de pescarias de diferentes ecossistemas (BOUDREAU; DICKIE, 1992). Nesse contexto, os dados coletados pelo Projeto ProVárzea, no período 2001-2004, sobre frequências de tamanhos para algumas espécies monitoradas, nos principais pontos de desembarque, podem ser utilizados para o diagnóstico do impacto da pesca e do estado de exploração das populações.

O tamanho médio do corpo dos indivíduos de uma comunidade ou população foi indicado diversas vezes na literatura como um descritor útil de alterações nos padrões de biomassa ou de abundância numérica (RYDER et al., 1981; BOUDREAU; DICKIE, 1992). Desde a década de 1990, pesquisas sobre espectros de tamanhos em comunidade de peixes têm sido frequentes, principalmente no Mar do Norte, com destaque para os trabalhos de Rice e Gislason (1996) e Gislason e Lassen (1997), realizados no âmbito do International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Esses autores trabalharam com a representação do número agregado de peixes de várias espécies da comunidade, por classe de tamanho, ambos expressos em logarítmico neperiano. Os parâmetros da declividade "b" e do intercepto "a", e da relação linear entre essas variáveis, podem refletir a pressão pesqueira no ecossistema ou na área em questão. Os trabalhos de Rice e Gislason (1996) e Gislason e Rice (1998) demonstraram que existe clara influência do esforço de pesca na estrutura em tamanho e no espectro de diversidade de comunidades de peixes submetidas à pesca no Mar do Norte.

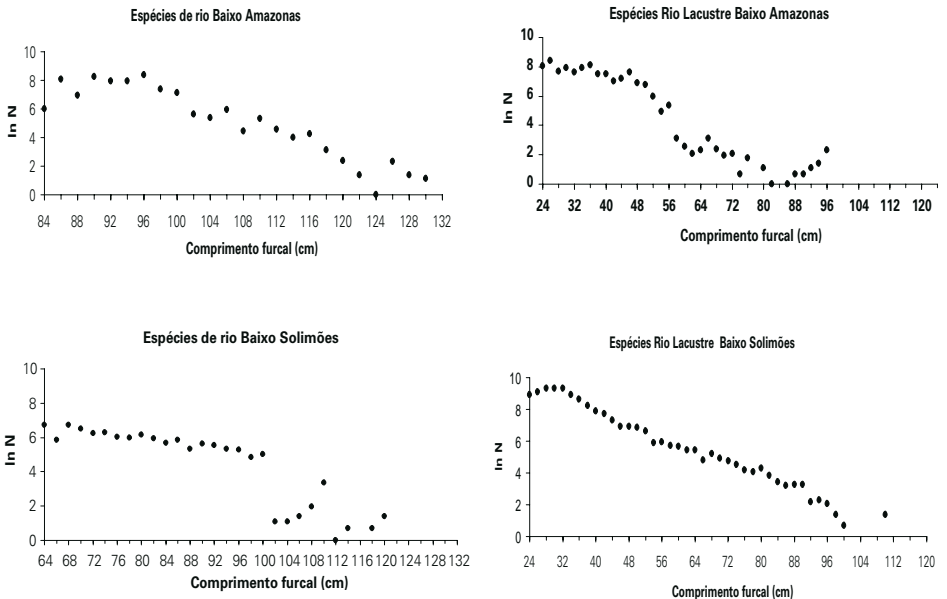
Assim, aceita-se o pressuposto de que a análise comparativa da declividade e do intercepto da regressão linear entre o logaritmo natural da abundância das espécies e o comprimento furcal permite avaliar a resposta diferenciada dos grupos de espécies que ocupam diversas regiões ou ambientes (fluvial e fluviolacustre) à pesca. No rio, predomina a pesca de Siluriformes com as espécies *Brachyplatystoma rousseauxii* (dourada); *B. vaillantii* (piramutaba) e os surubins *Pseudoplatystoma tigrinum* e *P. fasciatus*. No ambiente rio-lacustre predomina a pesca de Characiformes com as espécies *Prochilodus nigricans* (curimatã); *Semaprochilodus taeniurus* (jaraqui-de-escama-fina) e *S. insignis* (ja-

raquis-de-escama-grossa), *Colossoma macropomum* (tambaqui) e o Siluriforme de pequeno porte, o mapará (*Hypophthalmus* spp.).

A representação da relação entre o número de indivíduos em função do tamanho evidenciam diferenças entre os grupos de espécies pescadas na calha do Rio Amazonas e nos lagos e tributários da bacia. Ambos os grupos são capturados com estratégias de pesca muito diferentes e essas estratégias podem também variar entre macrorregiões. Em relação à pesca fluvial de bagres no eixo Solimões-Amazonas, a captura é realizada com redes de emalhar operadas à deriva. No caso dos caracídeos, há diferenças entre macrorregiões que são de destaque. Por exemplo, no Baixo Amazonas ocorre predomínio das redes de malha enquanto no Baixo Solimões a pesca das espécies fluviolacustres é realizada com rede de cerco ou lanço (redinha).

Com exceção das espécies de ambientes fluviolacustres do Alto Solimões (por isso, retirados da análise), todos os casos analisados se ajustam ao modelo esperado de diminuição progressiva do número de indivíduos, à medida que aumenta o tamanho dos indivíduos nas capturas. A falta de ajuste no Alto Solimões pode ser explicada pela ausência dos jaraquis nas capturas. Esse grupo é representado pelos menores indivíduos. Também deve-se destacar que as curimatãs desembarcadas nessa região são, em média, 10 cm menores que as observadas nos desembarques do Baixo Amazonas e do Baixo Solimões, o que gera grande número de indivíduos nas classes inferiores a 30 cm (Figura 1).

Os cinco modelos lineares ajustados ao número de indivíduos, por classe de tamanhos, apresentaram coeficientes de correlação elevados e todas as declividades foram significativamente diferentes de zero (Tabela 1).



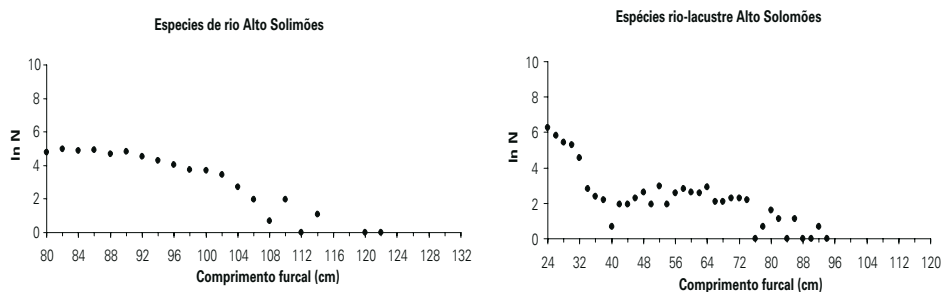


Figura 1 – Número de indivíduos (\ln), por classe do comprimento furcal (cm), das principais espécies amostradas nas pescarias de ambientes de rio e fluviolacustre, por macrorregiões, entre 2001 e 2004.

Quando os parâmetros da regressão do número de indivíduos nas classes de tamanho, por macrorregião e ambiente, são plotados em sistema de eixos cartesianos, os pontos descrevem uma linha reta, indicando uma correlação negativa. Observa-se que os valores mais altos correspondem à pesca de bagres realizada no rio, nas regiões do Alto Solimões e do Baixo Amazonas. Entretanto, a resposta das pescarias de grandes bagres do Baixo Solimões parece ser diferente, pois foi representada pelos menores valores. No caso dos peixes de escama – caracídeos – observam-se valores intermediários e semelhantes nos pontos correspondentes às pescarias fluviolacustres do Baixo Amazonas e do Baixo Solimões (Figura 2).

Tabela 1 – Valores dos parâmetros b (declividade) e a (intercepto) e seus correspondentes erros-padrão (S_b e S_a) da relação entre o logaritmo do número de indivíduos/logaritmo, por classes de comprimento furcal, para as diferentes regiões da pesca no Amazonas monitoradas entre 2000 e 2004.

Região	b	S_b	a	S_a	r
Rio Alto Solimões	-16,38	1,34	78,49	6,20	0,95
Rio Baixo Solimões	-3,50	0,41	21,22	1,79	0,90
Fluviolacustre Baixo Solimões	-6,04	1,21	30,25	0,58	0,99
Rio Baixo Amazonas	-21,51	3,43	105,77	5,68	0,92
Fluviolacustre Baixo Amazonas	-12,08	1,01	53,25	4,14	0,94

As diferenças nesses parâmetros podem ser atribuídas, por um lado, aos diferentes níveis de produtividade biológica das macrorregiões estudadas na bacia do Solimões-Amazonas, mas podem também ser resultado de diferen-

tes estratégias e intensidade de pesca ou, ainda, das diferenças do ciclo de vida das espécies que compõem as assembleias consideradas.

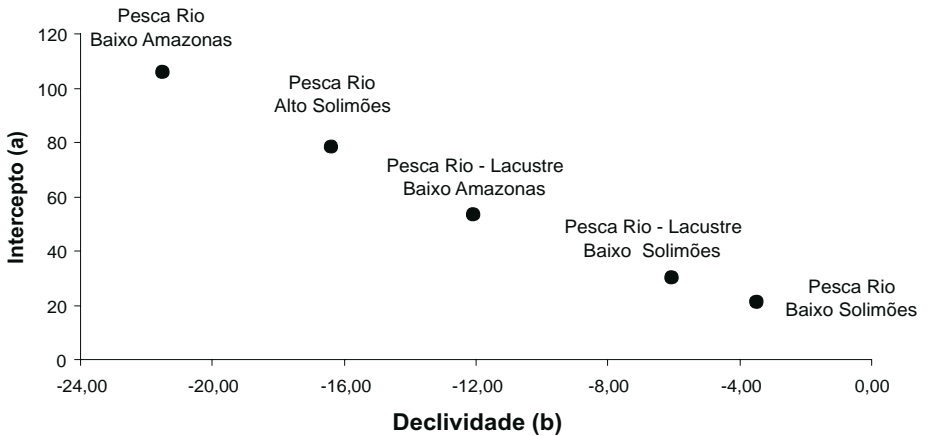


Figura 2 – Análise comparativa da relação entre os parâmetros a (intercepto) e b (declividade) do modelo de espectros de tamanhos de espécies fluviais e fluvio-lacustres ao longo do sistema Solimões-Amazonas.

Bianchi et al. (2000) fizeram análise comparativa de diferentes ecossistemas marinhos do mundo e concluíram que maiores valores do intercepto (a) do espectro de tamanhos podem ser atribuídos à maior produtividade do ecossistema em questão. No caso da Bacia Amazônica, e como já foi mencionado, o conceito de pulso de inundação postula que ecossistemas de várzea, com maior extensão de áreas alagáveis, possui maior produtividade biológica (JUNK et al., 1997). Nesse contexto, verificamos a existência de uma relação positiva entre o incremento do coeficiente a, do espectro de tamanhos e da extensão da área alagável para cada macrorregião. Os dados de extensão de área alagável foram cedidos pelo ProVárzea e calculados mediante o software ArcGis, utilizando a ferramenta XTools Pro. Os resultados dessa análise indicam relação inversa entre a área alagável e o intercepto da regressão, indicando, portanto, situação contrária à postulada por Bianchi et al. (2000). Isso significa que na várzea amazônica maiores áreas alagáveis favorecem o estabelecimento de maior quantidade de jovens recrutadas (de pequeno porte) na comunidade ictífica.

Gislason e Rice (1998) sugerem que, no modelo de espectros de tamanhos, a declividade da reta aumenta conforme a mortalidade por pesca, de tal forma que há estreita relação entre esse parâmetro e a intensidade de pesca. Quanto maior o esforço de pesca maior a declividade e o intercepto do espectro de tamanho.

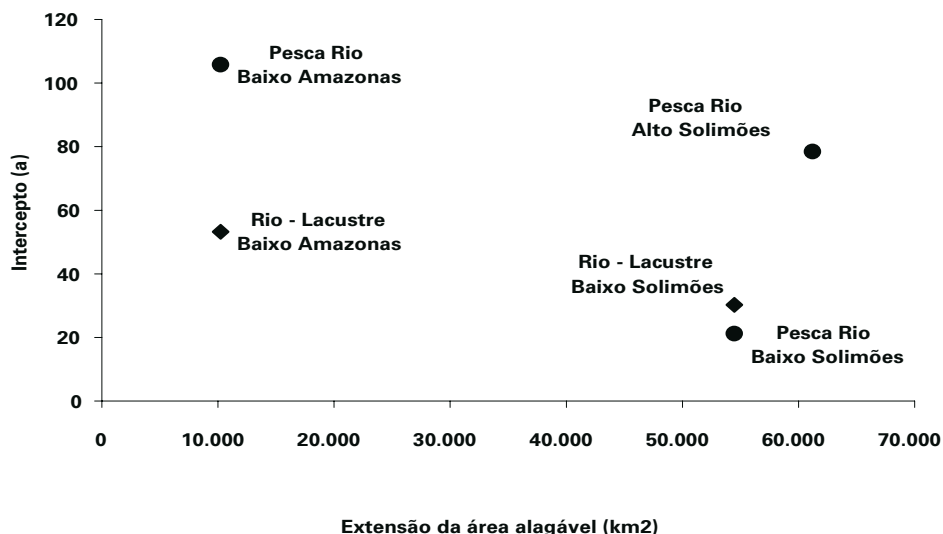


Figura 3 – Relação entre os valores do intercepto (a) do espectro de tamanhos em relação à extensão da área alagável, por ambiente e por macrorregião, do eixo Solimões-Amazonas.

O estudo sobre os grandes bagres, realizado pelo ProVárzea entre 2002 e 2003, indicou a existência de diferenças no esforço de pesca empregado ao longo do sistema Solimões-Amazonas. Foi contabilizado maior número de pescadores de bagres na região de Santarém, no Baixo Amazonas (1.934 pescadores), seguido do Alto Solimões (1.725 pescadores), sendo que o menor esforço correspondeu ao Baixo Solimões, com 684 pescadores. Dessa forma, é observada uma relação direta entre o valor da declividade do espectro de tamanho, da pesca de rio e o número de pescadores de bagres. Considerando o número de pescadores como uma medida do esforço de pesca e, ainda, destacando que a estratégia de pesca desses grandes bagres é a mesma ao longo da calha Solimões-Amazonas, pode-se considerar que o espectro de tamanho correspondente aos recursos pesqueiros fluviais monitorados reflete a intensidade de pesca, como esperado, segundo a base conceitual proposta por Gislason e Rice (1998).

O valor da declividade também tem forte efeito da amplitude do espectro de tamanhos das diferentes espécies da assembleia de peixes. Assim, o número de indivíduos nas classes menores e os tamanhos máximos encontrados produzem diferenças na declividade. Contudo, alterações na declividade podem ser provocadas por comportamento migratório de parte dos indivíduos da comunidade ou pela ocupação diferenciada de ambientes, conforme o ciclo de vida das populações. Diferenças nas estratégias de pesca, assim como os

desenhos amostrais distintos, podem também produzir diferenças na estrutura de tamanhos das capturas, influenciando a declividade.

Gislason e Lassen (1997) mostraram que há uma relação inversa entre as taxas de mudanças na declividade dos espectros de tamanhos de recursos explorados pela pesca e a velocidade de crescimento individual das espécies presentes na comunidade. Espécies de crescimento lento e com tamanho de primeira maturidade tardio deverão apresentar maior sensibilidade à sobrepesca, à diferença de espécies de crescimento rápido e que atingem a maturidade sexual em pouco tempo, nas quais a recuperação da população é mais rápida, mesmo com o aumento da pressão de pesca. Esses critérios são de utilidade se o objetivo é comparar parâmetros populacionais de recursos pesqueiros de climas temperados e tropicais (PAULY, 1980). Neste estudo, consideramos dois estratos de tamanhos seguindo a classificação de Barthem e Fabré (2004). Esses autores realizaram uma avaliação comparativa dos parâmetros populacionais: taxas de crescimento (k de von Bertalanffy), tamanho de primeira maturidade sexual e mortalidade natural, em função do tamanho médio máximo esperado, das principais espécies de peixes exploradas pela pesca na Amazônia. Assim, foram definidos dois grupos de espécies conforme o tamanho médio máximo esperado:

- Espécies com tamanho máximo esperado até 50 cm, caracterizadas por altas taxas de crescimento, mortalidade acima de $0,4 \text{ ano}^{-1}$ e idade máxima entre 6 e 7 anos. São exemplo desse grupo jaraquis, curimatã, matrinxã, mapará e piracatinga.
- Espécies com tamanho máximo esperado entre 50 e 150 cm apresentam valores de k e M na ordem de 50% menor que as anteriores. A esperança de vida é de 13 ou 14 anos. São exemplos desse grupo o tambaqui, a piramutaba e a dourada.

Na Figura 4 foi representada a proporção de indivíduos por ambiente e por macrorregião, considerando as categorias de tamanho: peixes de pequeno porte (entre 10 e 51 cm) e peixes de grande porte (entre 52 e 130 cm). No ambiente fluvial e em todas as macrorregiões monitoradas é evidente o predomínio de indivíduos de grande porte, diferentemente da estrutura de tamanho das espécies fluviolacustres, onde predominam os espécimes de menor porte.

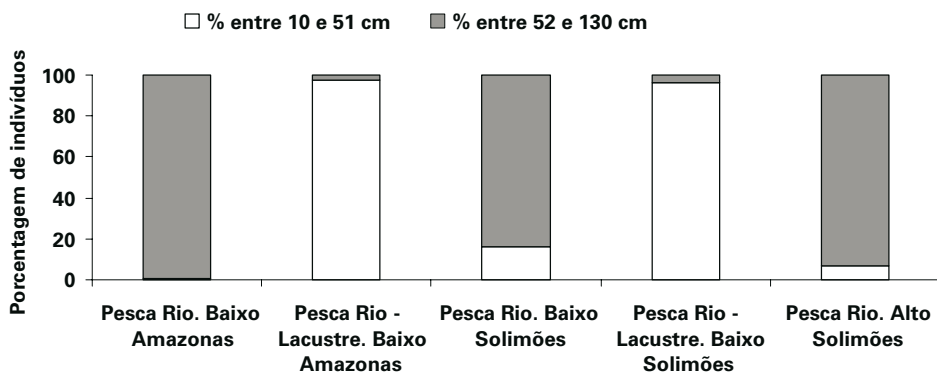


Figura 4 – Percentual de indivíduos de pequeno porte (entre 10 e 51 cm) e de grande porte (entre 52 e 130 cm), por macrorregião, capturados em ambientes de rio e em rios e lagos.

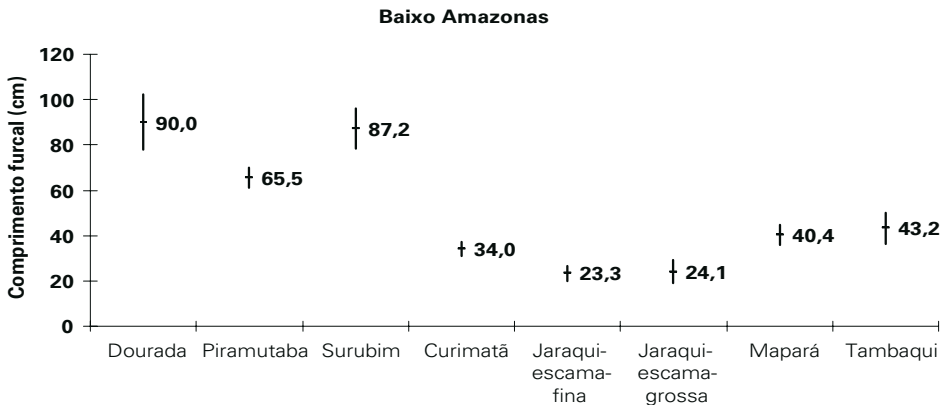
Os valores médios de comprimento e a composição por espécie de cada macrorregião monitorada (Figura 5) permitem confirmar que o grupo caracterizado como fluviolacustre se corresponde, com exceção da presença do tambaqui, com aquele definido por Barthem e Fabr e (2004), composto por espécies de pequeno porte, que atingem a maturidade sexual com 1 ou 2 anos, possuem crescimento rápido e mortalidade natural elevada. Já o grupo de peixes capturados no rio   caracterizado pelos bagres de grande porte, cuja velocidade de crescimento   menor, amadurecem com 2 a 4 anos de vida e tem mortalidade mais baixa que as espécies fluviolacustres.

Quando se comparam os tamanhos médios por espécie entre macrorregiões, verifica-se que as amostras correspondentes ao Baixo Amazonas cont m indivíduos de maior tamanho do que os do Baixo Solimões. Isso pode ser atribuído   seletividade das redes, a arte mais utilizada no Baixo Amazonas (ISAAC et al., 2004), em contraposi o   pesca com cerco, pouco seletiva, que gera amostras mais representativas da estrutura de comprimento das popula es exploradas.

De qualquer forma, conclui-se que o grupo fluviolacustre   dominado por espécies com estratégias de vida sazonal, o que implica alta capacidade de reposi o dos estoques. Isso pode explicar os menores valores dos parâmetros do espectro de tamanhos desse grupo, visto que quanto maiores as taxas de crescimento, maior a mortalidade natural e menor a taxa de mudança da declividade do espectro perante a pressão de pesca. Cabe destacar que, se por um lado, esse grupo de peixes de pequeno porte tem maior capacidade de recupera o perante a mortalidade por pesca, por outro,   muito mais vulnerável a varia es interanuais no ambiente, já que essas espécies têm maior dependência das varia es pluviométricas ou fluviométricas tanto para crescer quanto para se reproduzir e recrutar.

Considerando a análise sobre a estrutura de tamanhos das capturas aqui apresentada, algumas conclusões sobre o estado de exploração dos recursos pesqueiros da Amazônia podem ser remarcadas. Em primeiro lugar, os resultados deixam claras evidências das diferenças dos parâmetros do *size spectrum* para os peixes capturados no rio e nos lagos. Contudo, a pesca de rio, no Baixo Solimões, não é comparável à praticada no Baixo Amazonas e no Alto Solimões, no sentido da intensidade de exploração. No caso dessas duas últimas macrorregiões, os indicadores analisados evidenciam forte pressão de pesca sobre espécies de bagres de grande porte. Essas espécies de grande porte, como detalhado, caracterizam-se por menor capacidade de reposição, pelas características dos seus parâmetros populacionais e ainda por serem espécies localizadas no topo da cadeia nos ambientes fluviais amazônicos. Somado a isso, devemos lembrar que no Baixo Amazonas há maior abundância de pré-adultos e no Alto Solimões de reprodutores. O maior impacto sobre os Siluriformes no Baixo Amazonas pode ser, todavia, menos amortecido considerando que nessa região espera-se menor produtividade biológica pela menor extensão da área alagável dessa região (Figura 3).

Dentro do mesmo contexto, podemos comparar a pesca de espécies fluviolacustres das macrorregiões Baixo Amazonas e Baixo Solimões. Nesse caso, fica muito mais evidente a importância da resiliência ecossistêmica relacionada com a preservação ou conservação das áreas alagáveis. Considerando que a intensidade da pesca praticada sobre os Characiformes pela frota sediada em Manaus e que explora a macrorregião do Baixo Solimões é significativamente superior à equivalente do Baixo Amazonas (BATISTA et al., 2007) e, ainda, considerando os indicadores de “saúde dos estoques” obtidos pela análise de estrutura de tamanhos (*size spectrum*), pode-se elocubrar que a maior extensão das áreas alagáveis do Baixo Solimões representa um fator relevante para aumentar a capacidade de recuperação desses estoques.



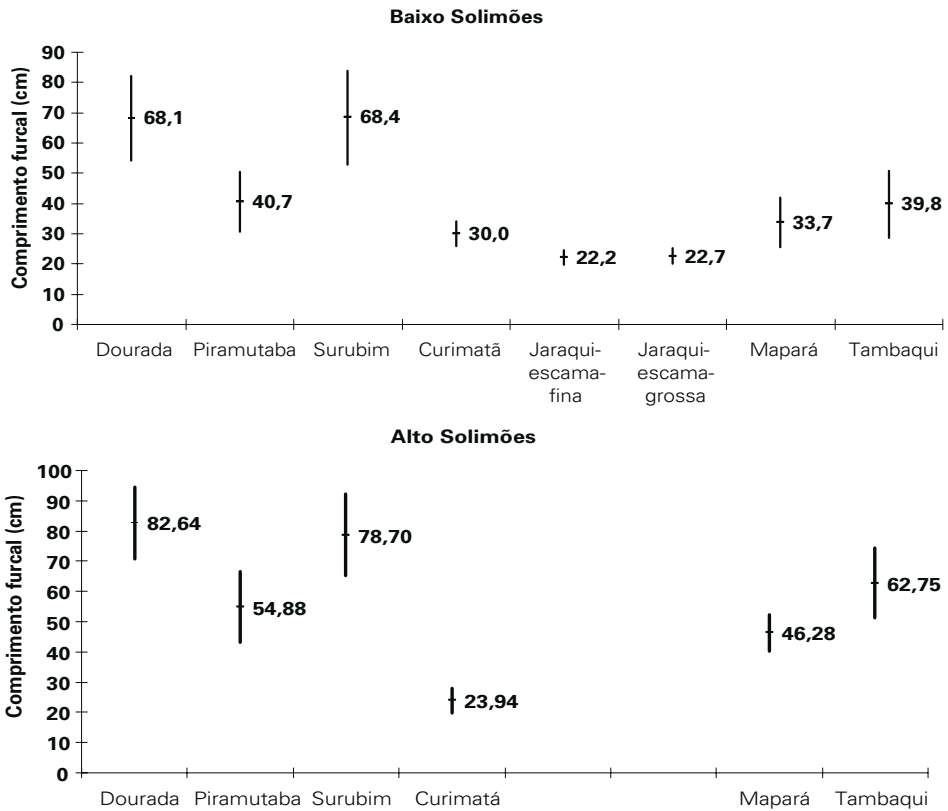


Figura 5 – Comprimento furca médio e desvio-padrão por espécie e por macrorregião.

Estrutura da captura em grupos tróficos

As comunidades aquáticas, assim como todas as outras comunidades de seres vivos do planeta, se organizam nos ecossistemas por meio de um arranjo especial de relações de alimentação e predação, classicamente definidas por meio do conceito de *teia trófica* ou *teia alimentar* (ODUM, 1988). Sua representação implica quantificação da biomassa dos componentes do ecossistema e no estabelecimento das inter-relações tróficas, por meio dos fluxos de energia, desde os produtores até os consumidores finais, passando por uma série de níveis de consumidores, conhecidos como níveis tróficos. A quantificação dos organismos de um ecossistema em termos da abundância dos respectivos níveis tróficos e dos fluxos entre eles tem uma forma de pirâmide (LINDELMAN, 1942) formada por uma base

larga que representa a biomassa dos produtores primários e várias camadas de biomassa decrescente que representam diversos consumidores até os predadores de topo. Estes são considerados os últimos beneficiários da energia distribuída no sistema e, portanto, localizam-se no extremo superior da pirâmide. O estudo das relações alimentares ou tróficas na determinação da estrutura de comunidades de organismos representa uma abordagem que permite uma visão integrada do sistema, permitindo inferir sobre a eficiência das relações entre as espécies ou grupos tróficos.

Pauly et al. (1998) relatam o decréscimo do nível trófico médio nos desembarques de peixes marinhos do mundo como um indicador da ação seletiva das frotas sobre os peixes de topo de cadeia, geralmente de maior valor econômico. Para o ecossistema da várzea amazônica, Angelini et al. (2006) elaboraram um modelo de fluxos de energia, focalizando a função dos bagres, predadores de topo da teia alimentar, nesse ecossistema aquático (Figura 6). Neste trabalho denota-se a importância dos níveis tróficos intermediários na várzea amazônica, em particular dos detritívoros, onívoros e frugívoros como *Prochilodus nigricans*, *Semaprochilodus* spp., *Colossoma macropomum*, *Myleus aureum* e *Triportheus elongatus*, além dos piscívoros predadores.

Com o objetivo de avaliar de forma integrada o impacto da pesca artesanal da Amazônia sobre as comunidades naturais de peixes, a ictiofauna capturada entre 2001 e 2004 nos principais pontos de desembarque da Amazônia foi classificada pelo tipo de alimento que ingere, preferencialmente, resultando em seis grupos tróficos a saber: piscívoros (só se alimenta de peixe); carnívoros (consumo de alimento de origem animal, por exemplo: crustáceos, moluscos, peixes, insetos e também zooplâncton); onívoro (consumo de alimentos de origem animal e vegetal); planctófago (peixes filtradores de plâncton); herbívoro (consumo de plantas); detritívoro (consumo de detritos e matéria orgânica em decomposição).

A distribuição dos grupos tróficos nas capturas desse período não foi uniforme (Figura 7). Como já tínhamos previsto, a maior parte da captura em peso (34%) provém de espécies que foram classificadas como detritívoras, que são representadas principalmente pela curimatã e pelas espécies de jaraqui. A seguir, em importância, encontram-se as espécies piscívoras como os bagres (dourada, piramutaba e surubim), mas também a pescada-branca e o tucunaré, o que corresponde de forma bastante adequada ao esquema apresentado na Figura 6 do modelo trófico de Angelini et al. (2006).

Ao distribuir a captura desses grupos tróficos pelas diferentes macrorregiões, observamos que as capturas de detritívoros são ainda dominantes nas regiões do Baixo Solimões e do Alto Amazonas (incluindo Manaus). Já no Alto Solimões, a pesca dos bagres piscívoros é destaque. No Médio

Amazonas, a captura se distribui de forma mais homogênea entre os diversos grupos tróficos. Ali, se destaca a captura do mapará, única espécie planctófaga de verdadeira importância econômica (Figura 8).

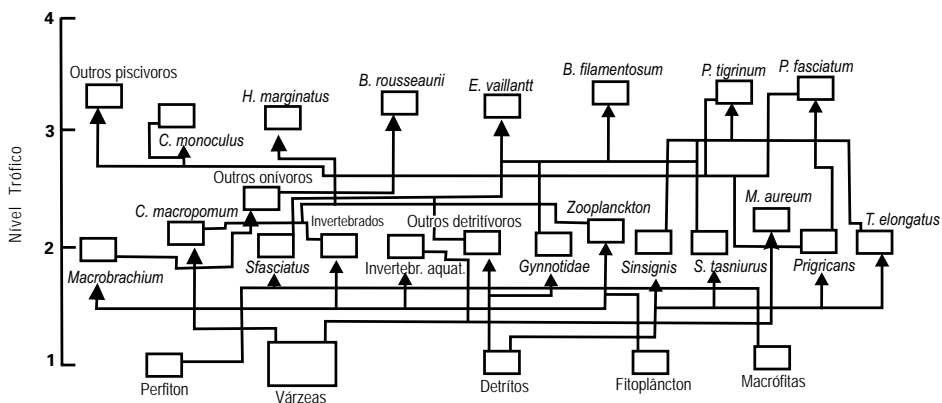


Figura 6 – Ilustração do esquema do modelo estimado por Angelini e colaboradores, para o ecossistema de várzea, onde cada retângulo representa um grupo funcional da teia alimentar. O nível trófico pode ser visto no eixo das ordenadas (modificado de Angelini et al., 2006).

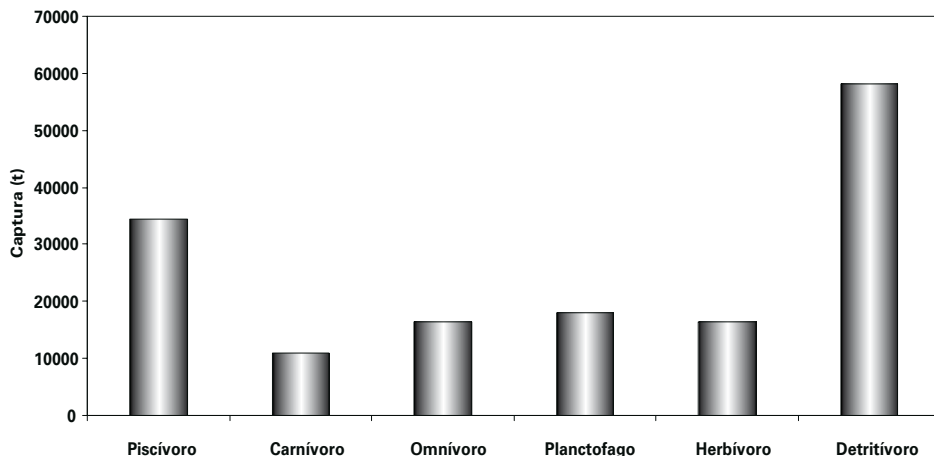


Figura 7 – Distribuição dos desembarques totais (t) da bacia amazônica brasileira, por grupo trófico, entre 2001 e 2004.

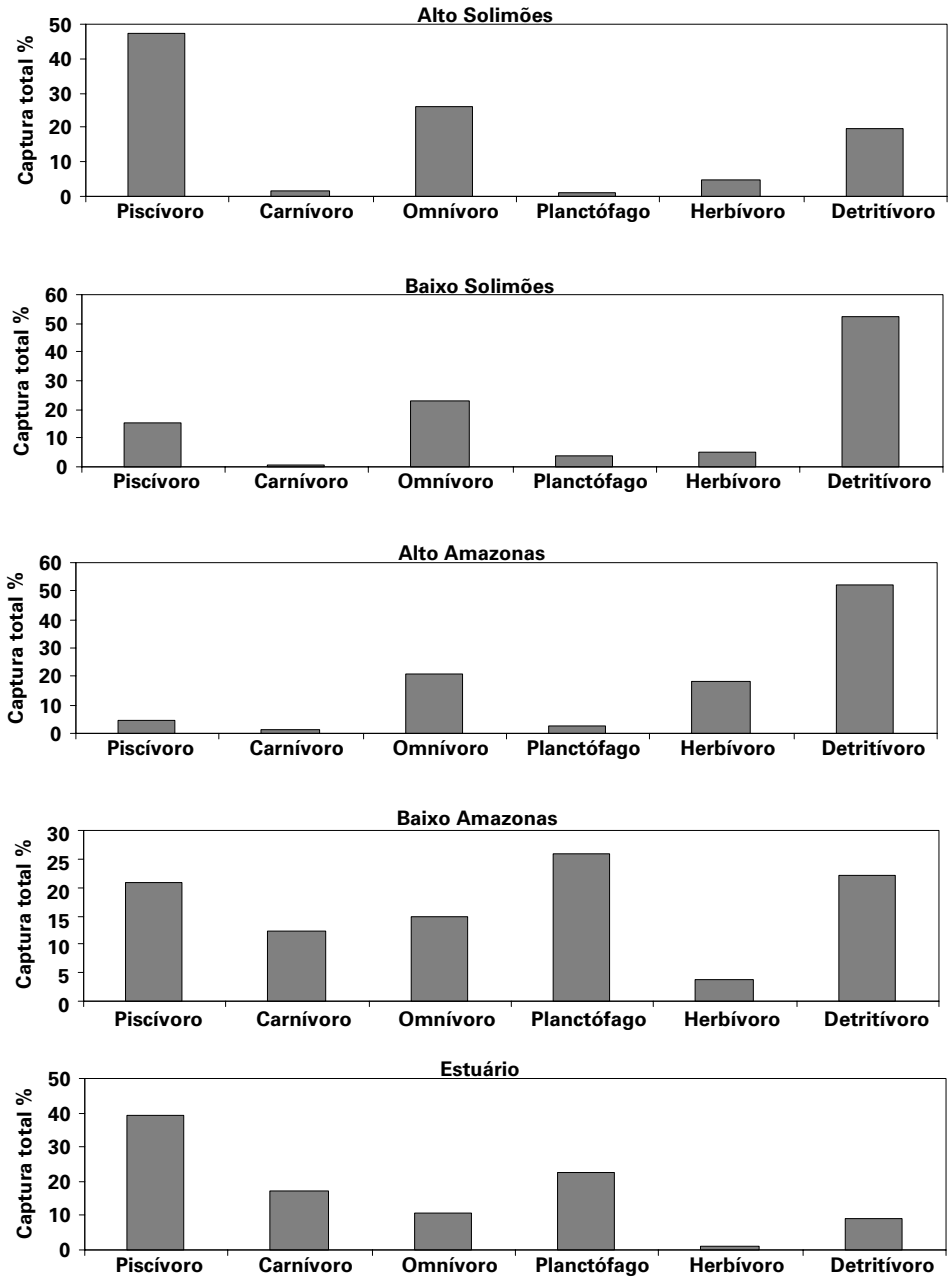


Figura 8 – Distribuição dos desembarques pesqueiros, ao longo da bacia amazônica, de acordo com os grupos tróficos das espécies capturadas.

Nenhuma tendência foi evidenciada no que diz respeito à evolução temporal da distribuição dos grupos tróficos, ou guildas, sendo apenas observada pequena predominância de herbívoros e detritívoros em 2004 (Figura 9).

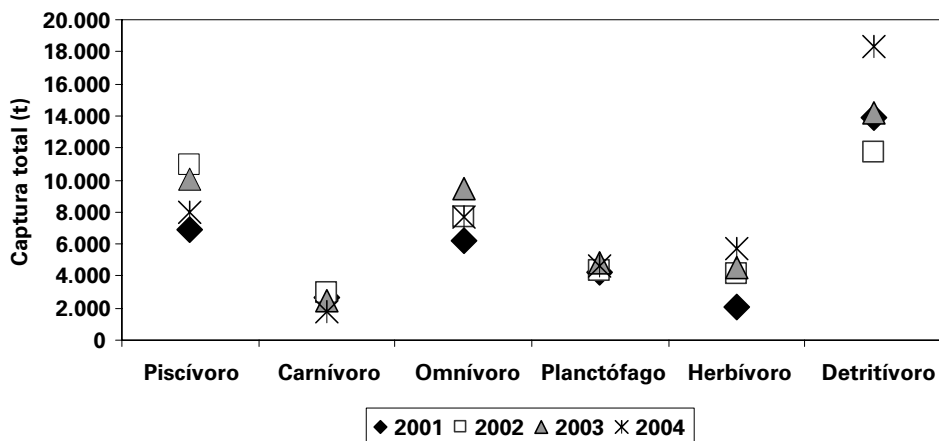


Figura 9 – Distribuição dos grupos tróficos nos desembarques pesqueiros da Amazônia brasileira de 2001 a 2004.

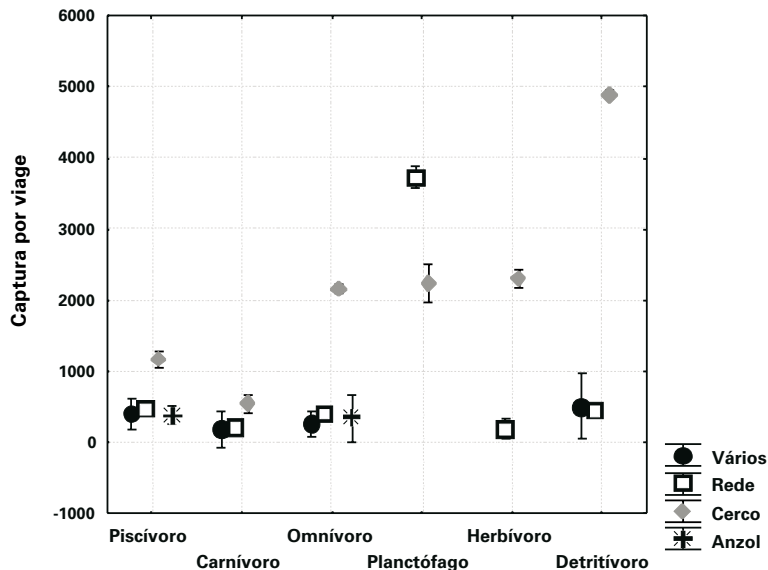


Figura 10 – Captura média por viagem de pesca, por grupo trófico e arte de pesca, no período de 2001 a 2004.

Na distribuição dos grupos tróficos, de acordo com a arte de pesca utilizada, foi observado que as redes de cerco destacam-se em quase todos os grupos pelos seus maiores rendimentos (Figura 10). É chamativa a diferença na produção de detritívoros entre esse apetrecho e os outros considerados na análise. A rede de malha teve destaque apenas para a captura de planctófagos que, no caso, foram representados pelas espécies do gênero *Hypophthalmus*.

Discutimos anteriormente a complexa dinâmica de deslocamentos e de migrações, que são realizados pela maior parte das espécies de peixes que possuem importância para a exploração pesqueira. Os resultados das pesquisas indicam que os pescadores utilizam estratégias de pesca adaptadas ao ambiente, para otimizar as capturas, alterando as suas formas de pesca de acordo com os movimentos cíclicos das espécies-alvo, o que se reflete nos desembarques (ISAAC et al., 1996; ISAAC, et al., 1998).

Considerando esse padrão, a pesca na Amazônia pode ser dividida claramente em duas categorias, de acordo com as espécies e os ambientes explorados: a pesca no rio e a pesca alternada nos lagos e com áreas de inundação na cheia e no rio na seca. Na primeira categoria são capturadas praticamente todas as espécies de piscívoros, que habitam principalmente o canal do rio. A captura é feita com redes de malha e, em menor proporção, com espinhéis. Peixes detritívoros, onívoros, planctófagos e outros podem ser capturados tanto no rio como em ambientes lacustres, pela segunda categoria. Nesse caso, podem ser utilizadas também redes de espera, mas a maior proporção dos desembarques e a melhor produtividade provêm das capturas realizadas com rede de cerco.

Ao classificar cada espécie de acordo com seu habitat (rio e rio/lacustre) preferencial, nos dados sobre desembarque, observa-se que a produtividade da pesca, medida em kg, por viagem, é mais ou menos similar para as duas categorias, em quase todas as macrorregiões. Contudo, destaca-se a produção por viagem de espécies fluviolacustres (principalmente jaraquis e curimatã), na região que inclui Manaus (Alto Amazonas), bem como a elevada produção, por viagem do Alto Solimões, para as pescarias de rio que têm como alvo os bagres (Figura 11).

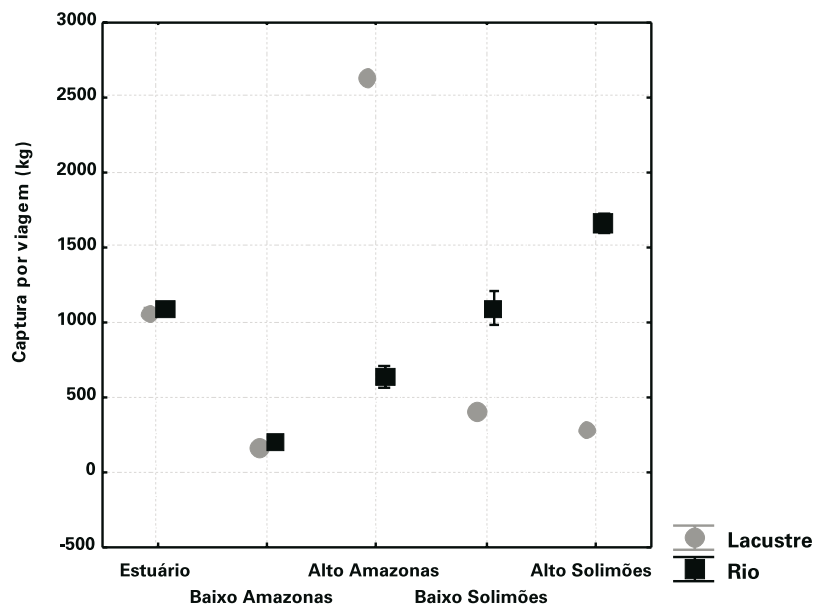


Figura 11 – Captura média e desvio padrão (kg), por viagem, para as pescarias de espécies de rio e fluviolacustre nas macrorregiões da Amazônia brasileira, no período de 2001 a 2004.

Nível trófico médio e vulnerabilidade das capturas

O nível trófico (NT) de determinada espécie é um número que pode variar entre um (produtores) e no máximo seis (predadores de topo), mas dificilmente passa de quatro. O valor do nível trófico expressa a posição da espécie na teia alimentar do seu ecossistema. Para calcular o nível trófico de qualquer espécie devem ser levadas em consideração duas características: a composição da sua dieta; e o nível trófico dos itens alimentares consumidos. Partindo do princípio estabelecido no International Biological Program, em 1960, todos os produtores primários (algas, macrófitas e vegetais superiores) e o detrito (incluindo as bactérias associadas) possuem o nível trófico 1,0 (MATTHEWS, 1993); portanto, todos os animais que se alimentem apenas de produtores primários serão considerados como pertencentes ao nível trófico 2,0. Contudo, em geral, as dietas das espécies de peixes não estão compostas por organismos de um único nível trófico. Por exemplo, a uma espécie que se alimenta 50% de algas (NT=1,0) e 50% de zooplâncton (NT=2,0) corresponderá um nível trófico 2,5. Por isso, o valor exato do nível trófico de cada espécie depende da proporção de cada item alimentar na sua dieta e das presas que ela consome.

Matematicamente, podemos definir o nível trófico de uma espécie i , como:

$$NT_i = 1 + \sum_{j=1}^G D_{cj} * NT_j$$

Onde,

D_{cj} é a fração da presa j na dieta do consumidor i ;

NT_j é o nível trófico da presa j ;

G é o número de grupos de presas na dieta de i .

Para obter o nível trófico médio das principais espécies que são alvo da pesca da Amazônia, foi usada uma matriz de dietas alimentares construída a partir de informações sobre a alimentação dos peixes obtidos na literatura científica (Anexo 1). Além disso, foram consultadas informações do Programa Fishbase, conhecimentos empíricos dos autores, bem como os dados cedidos para essa finalidade, pelo pesquisador Ulrich Saint-Paul, do projeto Floresta Inundada, financiado pelo Programa Studies Human Impact on Forest and Floodplains in the Tropics (SHIFT), da Cooperação Bilateral Brasil/Alemanha. O nível trófico de cada espécie foi calculado por meio da rotina TrophLab, disponível em <<http://www.fishbase.org/Download/index.htm>>. A Tabela do Anexo 1 demonstra o nível trófico médio para cada espécie, bem como sua classificação em grupos tróficos, de acordo com as suas preferências alimentares.

De posse dessas informações, foi possível estimar o nível trófico médio dos desembarques, ponderando as capturas, por espécie, pelo NT estimado para cada uma. A evolução do nível trófico médio dos desembarques pode ser analisado em função da variação espaço-temporal, o que foi considerado como indicador de tendência nos padrões de exploração da pesca e da sustentabilidade ambiental da atividade pesqueira. Alterações nos valores do nível trófico médio podem ser resultado de uma exploração excessiva de certos grupos ou, mesmo, da degradação de habitat, importantes para a ictiofauna.

Nos ambientes marinhos, em geral, considera-se que a atividade pesqueira começa pela exploração de espécies predadoras de topo de cadeia, ou seja, de NT altos e cuja biomassa seja pequena. À medida que essas espécies vão se esgotando, devido à sobrepesca, espécies de níveis tróficos menores passam a ser alvo da frota, como foi detectado por Pauly et al. (1998). Apesar de essa tendência não ser exatamente comparável às pescarias de ambientes de várzea da Amazônia, já que as pescarias que se direcionam a espécies detritívoras e frugívoras possuem também grande importância de mercado, a abordagem foi utilizada mesmo assim, neste trabalho, com finalidade exploratória. Assim, o NT médio dos desembarques foi considerado como um indicador das características das pescarias, em cada região, ou útil para avaliar as tendências ao longo do tempo.

Outra forma de inferir o estado das pescarias, ou de avaliar o seu desenvolvimento, foi desenvolvida recentemente por Cheung et al. (2004) e aplicada para alguns estoques e para todas as pescarias mundiais de origem marinha (MORATO et al., 2005; CHEUNG et al., 2005, 2007). Trata-se de um índice de vulnerabilidade, ou de risco de extinção, que é estimado para todas as espécies da captura com base em informações biológicas e ecológicas, tais como taxas de mortalidade e fecundidade, parâmetros de crescimento, tipo de reprodução, idade da primeira maturidade sexual e longevidade, entre outros. Sabe-se, há tempos, que as estratégias e as formas de vida de cada espécie são altamente relacionadas com a forma como elas respondem à exploração pesqueira (ADAMS, 1980). Essa abordagem supõe que espécies com crescimento lento, alta longevidade, baixa fecundidade e comportamento migratório sejam mais vulneráveis à extinção, devido a sua baixa capacidade de renovação, do que espécies com estratégia mais oportunista e de rápida recuperação. O índice proposto é estimado com base em metodologia de lógica difusa (*fuzzy logic*). Essa lógica, bastante utilizada, desde o início da era da informática, é uma ferramenta que permite capturar uma série de informações vagas do ambiente natural e transformá-las em dados numéricos. Nesse caso, a lógica *fuzzy* foi usada para quantificar de forma ponderada a importância de cada atributo biológico nas respostas das diversas espécies a processos de exploração pesqueira. O índice de vulnerabilidade, desenvolvido por Cheung et al. (2004), pode variar de 1 a 100, sendo maior quanto mais vulnerável seja a espécie à exploração.

Para as pescarias da Amazônia, o índice foi aqui calculado para as espécies mais abundantes na captura, utilizando como base todas as informações disponíveis na literatura e algumas inferências pessoais feitas com base no conhecimento empírico (Anexo 1). Depois, os dados de captura, por espécie, foram ponderados com esse índice para estimar a evolução da vulnerabilidade média da produção pesqueira como um todo. Os resultados demonstraram forte relação entre as respostas do nível trófico médio das capturas e o índice de vulnerabilidade média. Por isso, os resultados são apresentados, a seguir, de forma conjunta.

O nível trófico médio e o índice de vulnerabilidade média das capturas aparecem bem correlacionados, demonstrando respostas similares para as diversas variáveis testadas. O índice de vulnerabilidade variou desde pouco mais de 16, para as pequenas espécies de acarás (*Astronotus crassipinis*, *Gephus proximus*, *Cichlasoma* spp. ou *Chaetobranchius* spp.) e branquinhas (*Curimata inornata*, *Cyphocharax abramoides*, *Psectrogaster amazônica*, *P. rutiloides*, *Steindachnerina* cf. *bimaculata*, *Potamorhina latior*, *P. altamazonica*), até mais de 70 para o pirarucu *Arapaima gigas*, filhote *Brachyplatystoma filamentosum* e a arraia *Potamotrygon motoro* que, exceto essa última, encontram-se entre as espécies que atingem maior tamanho corporal.

Comparando os 4 anos de pesquisa, observamos que houve diferenças nos índices de vulnerabilidade e no nível trófico médio, sendo mais altos nos anos mais secos, quando as áreas de inundação são menores devido à menor pluviosidade. Isso indica que quando a área inundada é menor e o ambiente aquático se restringe ao canal do rio, ou a grandes corpos lânticos de água, a pesca se concentra sobre espécies mais vulneráveis que, geralmente, coincidem com aquelas de topo de cadeia (Figura 12).

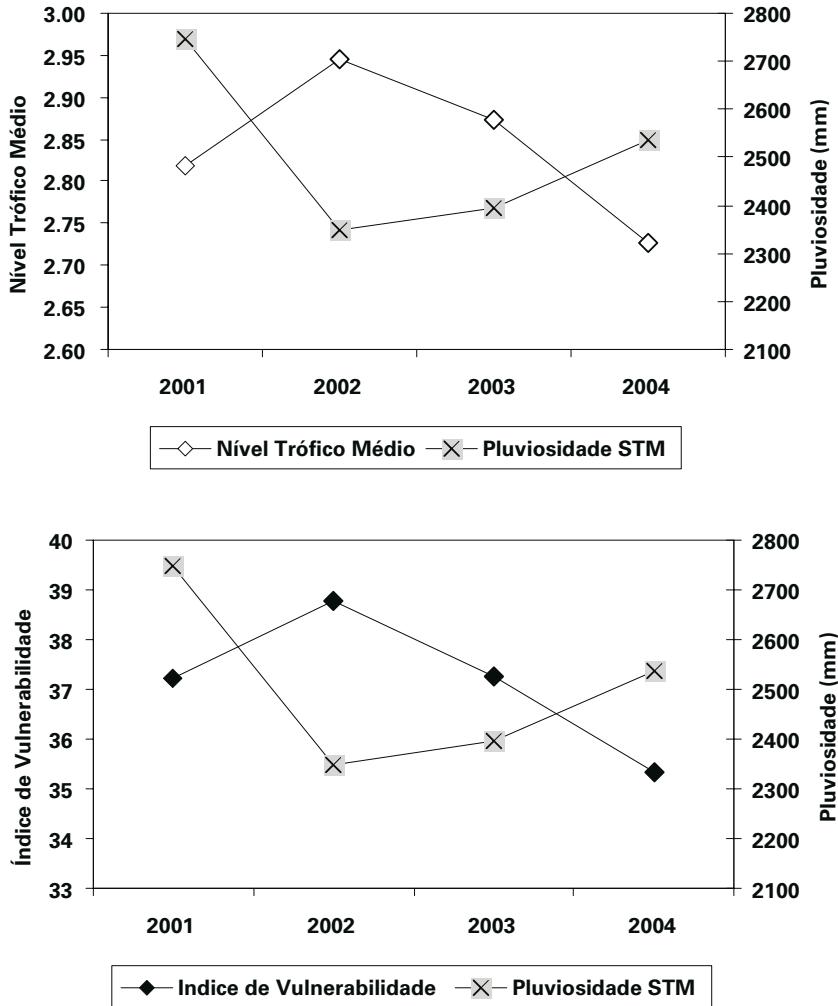
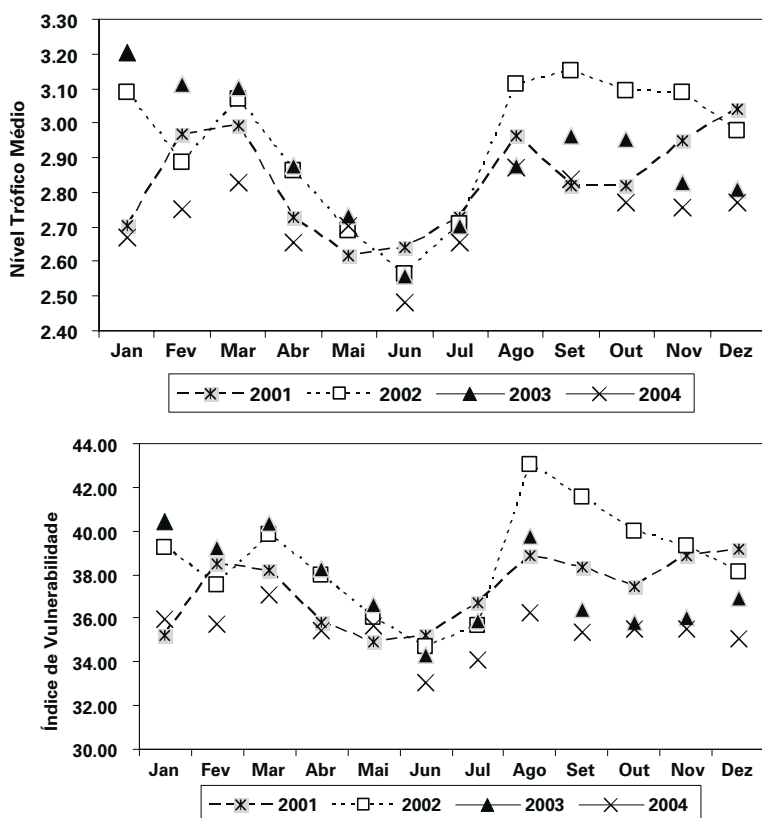


Figura 12 – Nível trófico médio (acima) e índice de vulnerabilidade médio (abaixo) dos desembarques no período de 2001 a 2004, em função da pluviosidade total medida na cidade de Santarém.

Na escala temporal, ambos os índices apresentam marcada sazonalidade, claramente correlacionada com o ciclo hidrológico do rio. Assim, durante os períodos de cheia e de vazante (de abril a julho) são capturados recursos que apresentam níveis tróficos inferiores e menor vulnerabilidade. Trata-se, provavelmente, da captura de caracídeos como a curimatã, pacus e os jaraquis, que saem das áreas de inundação para os canais dos rios quando são intensamente capturados, principalmente na região do Alto Amazonas. Também nessa época destaca-se a pesca do mapará, nas regiões mais baixas da bacia. Já no período mais seco, após o mês de agosto e, em alguns casos, até março, observa-se que as pescarias se concentram nas espécies de níveis tróficos mais altos e também mais vulneráveis, correspondendo à conhecida safra dos pimelodídeos que se concentram na pesca fluvial. Pequenas diferenças podem ser observadas entre anos, sendo o de 2002 o mais seco e, portanto, apresentando maiores índices de vulnerabilidade e nível trófico, principalmente de agosto a novembro, durante a estiagem (Figura 13).



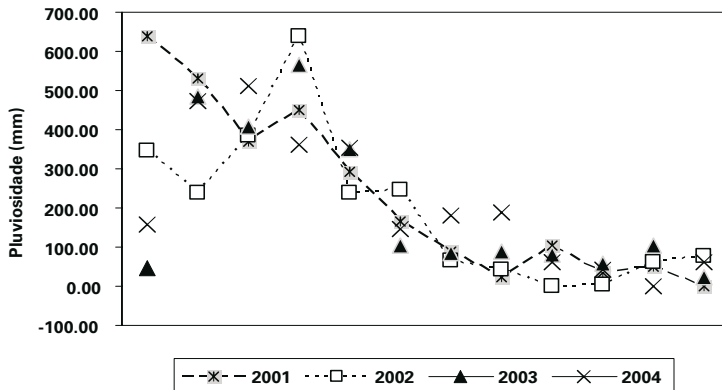


Figura 13 – Nível trófico médio (acima), índice de vulnerabilidade (meio) e pluviosidade mensal (medida na cidade de Santarém) nos desembarques da Amazônia brasileira para o período de 2001 a 2004.

Na escala espacial, observa-se que tanto o nível trófico médio como o índice de vulnerabilidade não são constantes ao longo da bacia. Isso significa que a ação da pesca é direcionada de forma diferente nas localidades ao longo do rio. Assim, percebe-se que a frota que desembarca no estuário dedica-se mais intensamente à captura dos predadores de topo (dourada, piramutaba), de níveis tróficos mais altos e que são capturados nos canais do rio. O Alto Solimões e o Baixo Amazonas apresentam capturas com predominância dos níveis tróficos intermediários, provavelmente devido à mistura de peixes de diferentes estratégias de vida. O Baixo Solimões e o Alto Amazonas (incluindo a cidade de Manaus) apresentam desembarques concentrados em espécies de níveis tróficos inferiores (jaraqui, curimatã, matrinxã, pacu), que dependem das áreas de inundação para completar seus ciclos de vida e que são capturados tanto nos lagos como no ambiente fluvial, dependendo da época do ano (Figura 14).

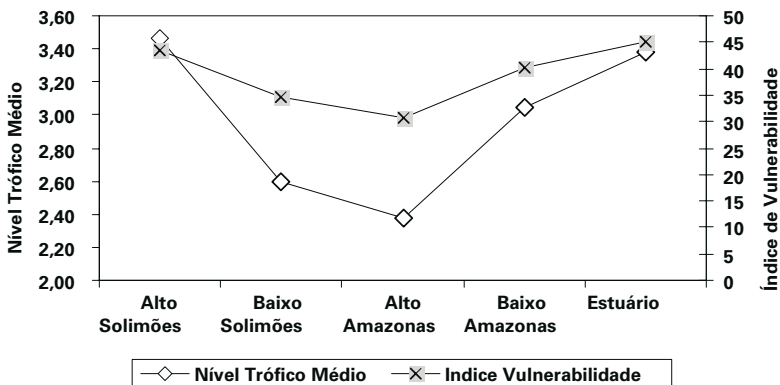


Figura 14 – Nível trófico médio e índice de vulnerabilidade médio dos desembarques da pesca na Amazônia brasileira, de acordo com as macrorregiões da bacia.

Por último, observa-se também que as diferentes artes de pesca atuam claramente sobre espécies com vulnerabilidade e níveis tróficos distintos. As linhas com anzol capturam bagres e tucunaré, e as artes de fisgar (arco e flecha e arpão) capturam principalmente o pirarucu, todos considerados peixes de topo da cadeia trófica. Já as redes de malha e o cerco se concentram nos peixes de escama que ocorrem nos lagos e também no mamará, todos com níveis tróficos bem inferiores e menor vulnerabilidade (Figura 15).

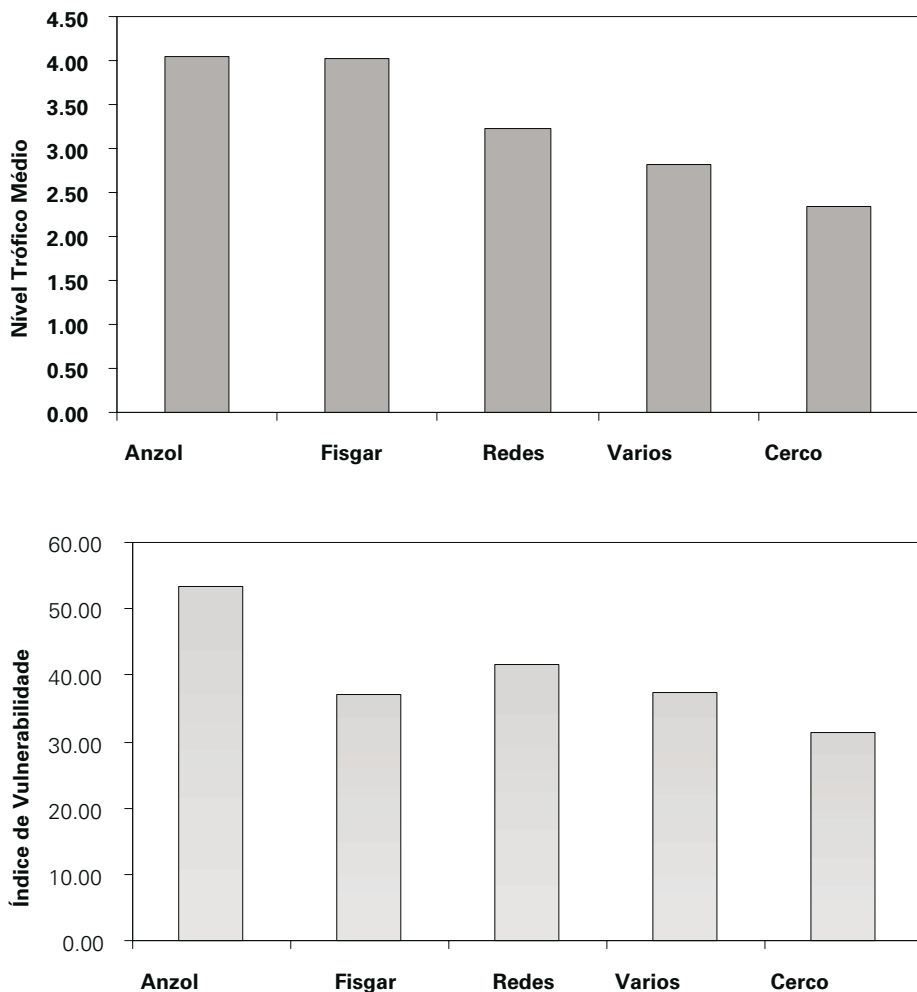


Figura 15 – Nível trófico médio (acima) e índice de vulnerabilidade (abaixo) dos desembarques da Amazônia brasileira, de acordo com o tipo de petrecho de pesca utilizado.

Conclusão e Recomendações

Da análise dos dados deste capítulo conclui-se que as pescarias da Amazônia podem ser classificadas em duas grandes categorias, de acordo com a estratégia de vida das espécies-alvo. As espécies que habitam e que são capturadas principalmente no rio possuem níveis tróficos muito altos (> 4) e tamanhos corporais bastante elevados. Pelas suas características biológicas (taxas de mortalidade, longevidade, estratégias reprodutivas, idade da primeira maturação, etc.) essas espécies apresentam também grande vulnerabilidade (Figura 16). O alto risco de sobre-exploração dessas espécies se agrega ao seu elevado valor de mercado. Além disso, por se tratar de pescarias de rio, essas espécies não possuem grandes benefícios dos sistemas de proteção dos lagos e das áreas de inundação, que ocorre por meio dos acordos de pesca nas comunidades ribeirinhas (ISAAC et al., 1998). Essas características nos fazem pensar que essas pescarias devem ser sempre muito bem monitoradas, adotando medidas precautórias para que sua exploração não seja excessiva, considerando que a sua recuperação não deve ser uma tarefa fácil.

As pescarias de espécies que alternam o seu habitat entre áreas inundadas e rios, de acordo com o ciclo hidrológico, apresentam maior plasticidade. As espécies têm níveis tróficos menores (média 2,6) e seu tamanho corporal e atributos biológicos levam a concluir que elas sejam menos vulneráveis ao risco de sobre-exploração (Figura 16). Adicionalmente, em alguns locais da bacia, como na região de Tefé, Parintins e Santarém, entre outros, as pescarias encontram-se regulamentadas sob sistemas comunitários de manejo. Pelo seu caráter participativo, supomos que essas modalidades de gestão sejam mais eficientes e, portanto, pelo menos parcialmente, essas pescarias podem ser consideradas mais sustentáveis, pelo impacto que essas medidas possam ter na conservação dos estoques (ALMEIDA et al., 2002; ISAAC; PINHEIRO, 2004). Pelas suas características, é bem possível que o impacto da pesca nessas populações de ambientes rio/lacustres seja bem inferior àquele produzido pela degradação ambiental, decorrente da desaparecimento das florestas inundáveis ou riparianas, alterações nos fluxos dos rios por construções de barragens ou outras mudanças do seu habitat natural. Nesse caso, portanto, é provável que planos de manejo com base na integridade do ecossistema, que evitem modificações ambientais severas, serão mais eficientes na manutenção dos níveis atuais de produtividade pesqueira do que medidas clássicas como o defeso na época de desova ou as alterações na seletividade das artes de pesca.

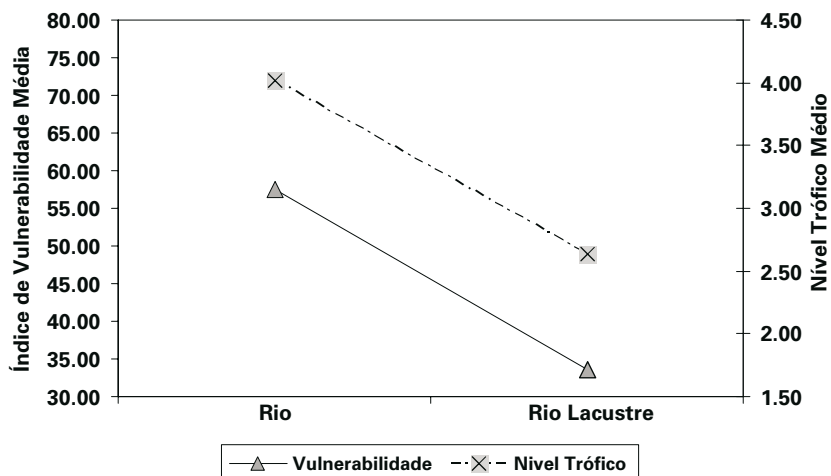


Figura 16 – Nível trófico médio e índice de vulnerabilidade dos desembarques da Amazônia brasileira, de acordo com o habitat preferencial das espécies-alvo.

Referências

ADAMS, P. B. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. **Fishery Bulletin**, v. 78, n. 1, p. 1-12, 1980.

ALMEIDA, O.; LORENZEN, K.; McGRATH, D. Impact of Co-Management Regimes on the Exploitation and Productivity of the Floodplain Lake Fisheries in the Lower Amazon. In: BIENNIAL CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR THE STUDY OF COMMON PROPERTY (IASCP), 9., 2002. Victoria Falls, Zimbabwe, 2002. Disponível em: <<http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00000782/00/almeidao080502.pdf>>

ALONSO, J. C.; FABRÉ, N. N. Spatial and temporal pattern of the population structure and current state of fishing exploitation of dourada (*Brachyplatystoma flavicans*) along the system estuary-Amazon-Solimoes. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2003. Cambodia.

ALONSO, J. C.; PIRKER, L. Dinâmica populacional e estado atual de exploração de Piramutaba e de Dourada. In: FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. B. (Org.). **O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: Piramutaba e Dourada no eixo Solimões – Amazonas**. Manaus: Ibama/Provárzea, 2005. p. 21-28.

ANGELINI, R.; FABRÉ, N. M.; SILVA-JUNIOR, U. L. Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. **African Journal of Agricultural Research**, v. 1, n. 5, p. 151-158, 2006.

ARAGÃO, L. P. **Desenvolvimento embrionário e larval, alimentação e reprodução do aruanã, *Osteoglossum bicirrhosum* Vandelli, 1829, do Lago Janauca, Amazonas, Brasil (*Osteichthyes, Osteoglossiformes*)**. 1981. 92 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1981.

- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. **Distribuição espacial e temporal de larvas de Characiformes em um setor do rio Amazonas, próximo a Manaus, AM.** 1984. 84 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1984.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. **Larval development and reproductive strategies of Amazonian fishes.** 1990. 173 p. Tese (Doutorado) – University of Stirling, Escócia, 1990.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FABRÉ, N. N.; AGOSTINHO, A. A. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Org.). **Limnology in Brazil.** São Paulo: ABC/SBL, 1995. p. 105-136.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; HARDY, E. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. VIII. A alimentação dos alevinos do jaraqui *Semaprochilodus insignis*. **Amazoniana**, v. 10, p. 127-136, 1987.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, R.; MARTINELLI, L. Energy sources for detritivores fishes in the Amazon. **Science**, v. 234, p. 1256-1258, 1986.
- AVILA, M. I. C. **Aspectos de la biología y ecología de los peces de consumo em la región de Araracuara, Amazonas, com ênfasis em las familias Pimelodidae, Hypophthalmidae, Anostomidae, Serrasalminidae, Cichlidae y Scianidae.** 1999. 152 p. Monografia (Gradação em Ciências Biológicas) – Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 1999.
- AYRES, J. M. **As matas de várzea do Mamirauá.** Rio de Janeiro: Sociedade Civil Mamirauá e CNPq/PTU, 1993. 124 p.
- BARTHEM, R. B. Ocorrência de alevinos de piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*) na Baía de Marajó. **Acta Amazonica**, v. 14, p. 324-325, 1984.
- BARTHEM, R. B.; GOULDING, M. **Os bagres balizadores. Ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos.** Brasília: SCM; CNPq/MCT; Ipaam, 1997. 129 p. (Série Estudos do Mamirauá, v. 3)
- BARTHEM, R. B.; FABRÉ, N. N. Biologia e diversidade dos recursos pesqueiros da Amazônia. In: RUFFINO, M. L. (Org.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira.** Manaus: Ibama/ProVárzea, 2004. p. 11-55.
- BARTHEM, R. B.; PETRERE JUNIOR, M.; ISAAC, V. J.; RIBEIRO, M. C. L. D. B.; McGRATH, D. G.; VIEIRA, I. J. A.; BARCO, M. V. A pesca na Amazônia: problemas e perspectivas para o seu manejo. In: VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R. E. (Ed.). **Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil.** Rio de Janeiro: MCT-CNPq/Sociedade Civil Mamirauá, 1997. p. 173-185.
- BATISTA, V. S. **Distribuição, dinâmica da frota e dos recursos pesqueiros da Amazônia Central.** Tese (Doutorado) – Inpa/UFAM, Manaus, 1998. 291p.
- BATISTA, V. S. **Biologia e administração pesqueira de alguns caraciformes explorados na Amazônia Central.** Tese (Professor Titular) – Ufam, Manaus, 1999. 131 p.
- BATISTA, J.; AQUINO, K. F.; FARIAS, I. P.; GOMES, J. A. Variabilidade genética da dourada e da piramutaba na bacia amazônica. In: FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. B. (Org.). **O manejo da pesca dos grandes bagres migradores:** Piramutaba e Dourada no eixo Solimões – Amazonas. Manaus: Ibama/ProVárzea, 2005. p. 15-19.
- BATISTA, V. S.; CHAVES, M. P. S. R.; FARIAS, C. H.; OLIVEIRA, M. F. G.; INHAMUNS, A. J.; FARIAS, B. C. Caracterização socioeconômica da atividade pesqueira e da estrutura

de comercialização do pescado na calha Solimões-Amazonas. In: PETRERE JUNIOR, M.; PEIXER, J. (Org.). **O setor pesqueiro na Amazônia**: análise da situação atual e tendências do desenvolvimento a indústria da pesca. Manaus: Ibama/ProVárzea, 2007. p. 19-58.

BAYLEY, P. B.; PETRERE JUNIOR, M. Amazon Fisheries: Assessment methods, current status and management options. **Canadian Special Publication Fisheries Aquatic Sciences**, v. 106, p. 385-398, 1989.

BIANCHI, G.; GISLASON, H.; GRAHAM, K.; HILL, L.; JIN, X.; KORANTENG, K.; MANICKCHAND-HEILEMAN, S.; PAYA I.; SAINSBURY, K.; SANCHEZ, F.; ZWANENBURG, K. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, p. 558-571, 2000.

BOUDREAU, P. R. ; DICKIE, L. M. Biomass spectra of aquatic systems in relation to fisheries yield. **Can. J. Fish. aquat. Sci.**, v. 49, p. 1528-1538, 1992.

CARVALHO, F. M. Biological and ecophysiological aspects of Curimata (*Potamorhina pristigaster*), a Neotropical characine. **Amazoniana**, v. 8, n. 4, p. 525-539, 1984.

CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, p. 38-46, 2008.

CASTRO, A. C. L. Idade e crescimento de *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Acanthopterygii, Sciaenidae) do reservatório de Barra Bonita-SP, através da estrutura dos otólitos. **Acta Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 179-184, 1998.

CELIS-PERDOMO, J. A. **Aspectos sobre la biología pesquera del dorado (*Brachyplatystoma flavicans*, Castelnau 1855) Pisces**: Pimelodidae em el bajo rio Caqueta, Amazônia Colombiana. 1966. 132 p. Tese (Doutorado) – Universidad del Valle, Cali, 1966.

CHEUNG, W.; PITCHER, T.; PAULY, D. A fuzzy logic expert system for estimating the intrinsic extinction vulnerabilities of seamount fishes to fishing. In: MORATO, T.; PAULY, D. (Ed.). Seamounts: Biodiversity & Fisheries. Vancouver: **Fisheries Centre Research Reports**, v. 12, n. 5, p. 33-50, 2004.

CHEUNG, W.; PITCHER, T.; PAULY, D. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. **Biological Conservation**, v. 124, p. 97-111, 2005.

CHEUNG, W. L.; WATSON, R.; MORATO, T.; PITCHER, T.; PAULY, D. Intrinsic vulnerability in the global fish catch. **Marine Ecology Progressive Series**, v. 333, p. 1-12, 2007.

COSTI, C. G.; RODRIGUES, C. C. B.; PAIVA FILHO, D. L.; RODRIGUES, J. B. R. **Estudo preliminar da ictiofauna do pólo Araguaia, Tocantins**. Brasília: Sudepe, 1977. 171 p.

COY, Y. S. **Aspectos de biología pesquera de las poblaciones de los grandes bagres (*Ostariophysi: Siluriformes*, Pimelodidae) en el sector colombiano del rio Amazonas**. Ciencia y Tecnología. Bogotá: Universidad Pedagógica Nacional, 1994. 156 p.

COX-FERNANDES, C. Lateral migrations of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, p. 36-44, 1997.

CUTRIM JUNIOR, L. S. **Avaliação da exploração pesqueira e dinâmica populacional de matrinxã (*Brycon amazonicus*) (Günther, 1869) na Amazônia Central através do desembarque pesqueiro realizado em Manaus**. 2005. 114 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/UFAM, Manaus, 2005.

- FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. B. **O manejo da pesca dos grandes bagres migradores:** piramutaba e dourada no eixo Solimões/Amazonas. Manaus: Ibama, 2005. 114 p.
- FABRÉ, N. N.; DONATO, J. C.; ALONSO, J. C. (Ed.). **Bagres de la Amazonía colombiana:** un recurso sin fronteras. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas-SINCHI. Bogotá: Scripto, 2000. 253 p.
- FERREIRA, J. G. E.; ZUANON, J. A. S.; SANTOS, G. M. **Peixes comerciais do médio Amazonas:** região de Santarém, Pará. Brasília: Edições Ibama, 1998. 211 p.
- FONTENELE, O. Contribuição para o conhecimento da biologia do Apaiari "*Astronotus ocellatus*" (Spix) (Pisces, Cichlidae) em cativeiro, aparelho de reprodução, hábitos de desova e prolificidade. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 11, n. 4, p. 467-484, 1951.
- GALVIS, G.; MOJICA, J. I.; DUQUE, S. R.; CASTELLANOS, C.; SÁNCHEZ-DUARTE, P.; ARCE, M.; GUTIÉRREZ, A.; JIMÉNEZ, L. F.; SANTOS, M.; VEJARANO, S.; ARBELÁEZ, F.; PRIETO, E.; LEIVA, M. **Peces del Medio Amazonas-Región de Leticia.** Conservación Internacional. Bogotá: Editorial Panamericana, Formas e Impresos, 2006. 548 p. (Serie Guías Tropicales de Campo, n. 5)
- GISLASON, H.; LASSEN, H. On the linear relationship between fishing effort and the slope of the size spectrum. **ICES Document, CM 1997/D**, n. 5, 1997. 11 p.
- GISLASON, H.; RICE, J. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. **ICES Journal of Marine Science**, v. 55, p. 362-370, 1998.
- GOULDING, M. 1979. **Ecologia da pesca no Rio Madeira.** Manaus: Inpa. 172 p.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest. Explorations in Amazonian natural history.** Berkeley: University of California Press, 1980. 280 p.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. F. **Rio Negro:** rich life in poor water. The Hague: SPB Academic Publishing, 1988. 200 p.
- GOULDING, M.; SMITH, N. J. H.; MAHAR, D. J. **Floods of Fortune - Ecology and economy along the Amazon.** Nova York: Columbia University Press, 1996. 193 p.
- ISAAC, V. J.; CERDEIRA, R. P. **Avaliação e monitoramento de impactos dos acordos de pesca-Região do Médio Amazonas.** Manaus: Edua, 2004. 64 p.
- ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. A pesca artesanal no Baixo Amazonas: Análise multivariada da captura por espécie. **Acta Amazônica**, v. 26, n. 2, p. 185-208, 1996.
- ISAAC, V. J.; ROCHA, V. L. C.; MOTA, S. Q. C. **Ciclo reprodutivo de algumas espécies de peixes comerciais do Baixo Amazonas.** Brasília: Ibama, 2000. p. 31-64. (Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 22)
- ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L. Populations dynamics of tambaqui *Colossoma macropomum* Cuvier 1818, in the Lower Amazon, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 3, p. 315-333, 1996.
- ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L.; McGRATH, D. The experience of community-based management of Middle Amazonian fisheries. In: **Crossing Boundaries:** The Seventh Common Property Conference of the International Association for the Study of Common Property. Vancouver: British Columbia University, 1998a. Disponível em: <<http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00000065/00/isaac.pdf>>

ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L.; MILSTEIN, A. Fisheries ecology in the Lower Amazon: A typical artisanal practice in the tropics. **Ecotropica**, v. 4, p. 99-114, 1998b.

ISAAC, V. J.; SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. A pesca no Baixo Amazonas. In: RUFFINO, M. L. (Org.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Brasileira**. Manaus: Ibama, 2004. p. 185-211.

JøRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modelling**. Amsterdam: Elsevier, 1986. 389 p.

JUNK, W. J. Ecology of the Várzea, floodplain of Amazon white water rivers. In: SIOLI, H. (Ed.). **The Amazon – Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin**. Monographiae Biologicae. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1984. p. 215-243.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In: DODFGE, D. P. (Ed.). Proceedings International Large River Symposium (LARS). **Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 10-127, 1989.

JUNK, W. J.; SOARES, M. G. M.; SAINT-PAUL, U. The fish. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system**. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 1997. p. 385-408. 520 p. (Ecological Studies 126)

KUBITZKI, K.; ZIBURSKI, A. Seed dispersal in flood plain forest of Amazonia. **Biotropica**, v. 26, p. 30-43, 1994.

LE BAIL, P. Y.; KEITH, P.; PLANQUETTE, P. Atlas des Poissons d'Eau douce de Guyane (T. 2, Fasc. 2) – Siluriformes. Paris: **MNHN, Patrimoines Naturels**, v. 43, n. 2, 307 p., 2000.

LEON, J. G. **Contribucion al conocimiento de la biologia reproductiva y habitos alimenticios de los bagres plateado (*Brachyplatystoma flavicans*), Castelnau, 1855 y lechero (*Brachyplatystoma filamentosum*), Lichtenstein, 1819, (Pisces: Pimelodidae), en la parte media del rio Caqueta, sector Araracuara**. Monografia (Graduação) – Fundacion Universidad de Bogota Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, 1996. 102 p.

LINDEMANN, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, p. 399-418, 1942.

LOUBENS, G.; AQUIM, J. L. Sexualidad y reproducción de los principales peces de la cuenca del Río Mármora, Beni-Bolivia. Orstom, Cordebeni-UTB, Trinidad, Bolivia, **Inf. Cient.**, v. 5, 45 p., 1986.

LOWE-McCONNELL, R. H. The fishes of Rupununi savanna district of British Guiana, South América. I. Ecological groupings of species and effects of the seasonal cycle on the fish. **Journal of the Linnean Society of Londres (Zoology)**, v. 45, n. 304, p. 103-144, 1964.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 382 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 535 p. (Tradução de: VAZZOLER, A. E. M.; AGOSTINHO, A. A.; CUNNINGHAM, P.)

LÜLING, K. H. Zur Biologie und Ökologie von *Arapaima gigas* (Pisces, Osteoglossidae). **Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere**, v. 54, p. 436-530, 1964.

MARTINS, S. L. **Sistemas para transposição de peixes**. Dissertação (Mestrado) – São Paulo: USP/IPT, 2000. 184 p.

MATHEWS, C. P. Productivity and energy flow at all trophic levels in the River Thames, England: Mark 2. In: PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. (Ed.). Trophic models of aquatic ecosystems. **ICLARM Conf. Proc.** 26. 1993. p. 161-171.

MERONA, B.; RANKIN-DE-MERONA, J. Food resources partitioning in a fish community of the Central Amazon floodplain. **Neotropical Ichthyology**, v. 2, n. 2, p. 75-84, 2004.

MORATO, T.; CHEUNG, W. L.; PITCHER, T. J. Vulnerability of seamount fish to fishing: fuzzy analysis of life-history attributes. In: MORATO, T.; PAULY, D. (Ed.). Seamounts: Biodiversity & Fisheries. Vancouver: **Fisheries Centre Research Reports**, v. 12, n. 5, p. 51-60, 2005.

NEVES, A. M. B. **Conhecimento atual sobre o pirarucu, *Arapaima gigas***. Brasília: Ibama, 2000. p. 89-114. (Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 22)

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. Nova York: John Wiley & Sons, 1994. 600 p.

ODUM, E. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 1988. 434 p

OLIVEIRA, M. I. **Determinação da idade e aspectos da dinâmica populacional do Curimatá *Prochilodus nigrans* (Pisces; Prochilodontidae) da Amazônia Central**. 1997. 90 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1997.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer**, v. 39, p. 174-192, 1980.

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAARD, J.; FROESE, R.; TORRES, F. Fishing down the food webs. **Science**, v. 279, p. 860-863, 1998.

PEREZ, A. P.; FABRE, N. N. Aspectos reproductivos de la piracatinga *Calophysus macropterus* Lichtenstein, 1819 (Pisces: Pimelodidae) en la Amazonia Central, Brasil. **Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas**, v. 36, n. 3, p. 217- 374, 2002.

PEREZ, A. P.; FABRÉ, N. N. Seasonal growth and life history of the catfish, *Calophysus macropterus* (Lichtenstein, 1819) (Siluriformes: Pimelodidae) from the Amazon floodplain. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, n. 2009, p. 343-349, 2008.

PETRERE JUNIOR, M. Pesca na Amazônia. In: SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE - PARÁ. SIMDAMAZÔNIA. SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE MEIO AMBIENTE, POBREZA E DESENVOLVIMENTO DA AMAZÔNIA. **Anais...** Belém. Prodepa, 1992. p. 72-78.

PETRY, P. **Deriva de ictioplâncton no Paraná do Rei, várzea do Careiro, Amazônia Central, Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1989. 69 p.

QUEIROZ, H. L. **Natural history and conservation of Pirarucu: *Arapaima gigas*, at the Amazonian Várzea: Red Giants in Muddy Waters**. 2000. 226 p. Tese (Doutorado) – University de Saint Andrews, Escócia, 2000.

QUEIROZ, H. L.; SARDINHA, A. D. A preservação e o uso sustentado dos pirarucus em Mamirauá. In: QUEIROZ, H. L.; CRAMPTON, W. G. R. (Ed.). **Estratégias para o manejo**

de recursos pesqueiro em Mamirauá. Sociedade Civil Mamirauá. Brasília: Ministério de Ciência e Tecnologia/Conselho Nacional de Pesquisa, 1999. p. 108-141.

RAPP PY-DANIEL, L. H.; LEÃO, E. L. M. A Coleção de Peixes do Inpa: base do conhecimento científico sobre a ictiofauna Amazônica gerado pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. In: VAL, A.L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (Ed.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia:** fatos e perspectivas. volume I. Manaus: Inpa/UFAM, Imprensa Universitária, 1991. p. 299-312.

REIS, R. R.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 729 p.

RIBEIRO, M. L. L. B. **As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no rio Negro, AM, Brasil.** 1983. 192 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1983.

RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE JUNIOR, M. Fisheries ecology and management of the Jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, *S. insignis*) in Central Amazonia. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 5, p. 195-215, 1990.

RICE, J.; GISLASON, H. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, p. 1214-1225, 1996.

RODRIGUES, H. L.; PEREIRA, P. S.; MARQUES, E. E.; MONTEIRO, A. S. Caracterização da dieta de cinco espécies de peixes da família Curimatidae no rio Tocantins. **Resumos do XXV Congresso Brasileiro de Zoologia**, 329. 2004.

RUFFINO, M. L.; ISAAC, V. J. **Ciclo reprodutivo de algumas espécies de peixes comerciais do Baixo Amazonas.** Brasília: Ibama, 2000. p. 31-64. (Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 22)

RUSS, G. R.; ALCALA, A. C. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reefs fishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 56, p. 13-27, 1989.

RYDER, R. A.; KERR, S. R.; TAYLOR, W. W.; LARKIN, P. A. Community consequences of fish stock diversity. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 38, p. 1856-1866, 1981.

SAINT-PAUL, U. *Der neotropische berschwemmungswald: Beziehung zwischen Fisch und umwelt.* **Final report BMFT N 0339366A**, 1994. 71 p.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, A. J. **Peixes comerciais de Manaus.** Manaus: Ibama/ProVárzea-AM, 2006. 144 p. SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. Ecologia de peixes da Amazônia. In: VAL, A. L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (Ed.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia:** fatos e perspectivas. volume I. Manaus: Inpa/UFAM, Imprensa Universitária, 1991. p. 263-280.

SCHAEFER, S. A. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the Neotropical cascudinhos (Siluroidei: Loricariidae). In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M.; LUCENA, C. A. S. (Ed.). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes.** Porto Alegre: Edipucrs, 1998. p. 375-400.

SIOLI, H. Principal Biotopes of Primary Production in the Water of Amazonia. In: MISRA, R.; GOPAL, B. (Ed.). **Proceeding Symposium on Recent Advances in Tropical Ecology.** Varanasi: The International Society for Tropical Ecology, 1968. p. 591-600.

- SMITH, N. J. **A pesca no rio Amazonas**. Manaus: Inpa/CNPq, 1979. 154 p.
- TORRES-MALDONADO, R. M. **Contenido estomacal de "Dorado" *Brachyplatystoma flavicans* (Castelnau, 1855)**. 1974. 28 p. Monografia (Graduação) – Universidad Nacional de la Amazonia Peruana, Lima, 1974.
- ULANOWICZ, R. E. **Growth and development: ecosystem phenomenology**. Nova York: Springer-Verlag, 1986. 203 p.
- VIEIRA, E. F. **Dinâmica sazonal e interanual da estrutura populacional e do impacto da exploração pesqueira do Jaraqui de escama fina (*Semaprochilodus taeniurus*) e Jaraqui escama grossa (*S. insignis*) (Schomburgk, 1841) em subsistemas hidrográficos da Amazônia Central**. 2003. 246 p. Tese (Doutorado) – Inpa/UFAM, Manaus, 2003.
- VIEIRA, E. F.; ISAAC, V. J.; FABRÉ, N. N. Biologia reprodutiva do tambaqui *Colossoma macropomum* no Baixo Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 29, p. 1-14, 1999.
- VIEIRA, E. F.; FABRE, N. N. ; SAINT-PAUL, U. Aspectos do ciclo de vida de *Semaprochilodus insignis* e *S. taeniurus* nos Lagos Inácio e Prato. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 15, p. 71-93, 1999.
- WELCOMME, R. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. Londres: Longman, 1979. 317 p.
- WELCOMME, R. L. **River fisheries**. Roma: FAO Fisheries Technical Paper, 262, 1985. 330 p.
- WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, v. 81, n. 2, p. 225-241, 1989.
- WOOTTON, R. J. Introduction: tactics and strategies in fish reproduction. In: POTTS, G. W.; WOOTTON, R. J. (Ed.). **Fish reproduction: Strategies and Tactics**. Londres: Academic Press, 1984. p. 1-12.
- WORTHMANN, H. O. W. Estágios iniciais de crescimento da pescada (Plagioscion monti Soares). **Acta Amazonica**, v. 10, n. 1, p. 157-163, 1980.
- WORTHMANN, H. O. W. Aspects of the reproduction of two sciaenid species, the pescadas *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) and *Plagioscion monti* (Soares, 1979), Pisces, in different water types of the Central Amazon. **Amazoniana**, v. 12, n. 1, p. 17-28, 1992.
- ZANIBONI-FILHO, E. **Biologia da reprodução do matrinhã, *Brycon cephalus* (Gunther, 1869) (Teleostei, Characidae)**. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1985. 134 p.
- ZUANON, J. A. S. **Aspectos da biologia, ecologia e pesca de grandes bagres (Pisces; Siluriformes; Siluroidei) na área da Ilha de Marchantaria, Rio Solimões, AM**. 1990. 186 p. Dissertação (Mestrado) – Inpa/FUA, Manaus, 1990.

Anexo 1 – Parâmetros biológicos e fontes de referência utilizadas para os cálculos do nível trófico médio e do índice de vulnerabilidade.

Eino_Espécie	Espécies	Loa (cm)	Comprimento Máx (cm)	Woo (g)	Peso Máx (g)	K (1/ano)	T0	Longevidade (ano)	Maturação (ano)	Mortalidade Natural (1/ano)
Acará	<i>Astronotus crassipinis</i> , <i>Geophagus proximus</i> , <i>G. altifrons</i> , <i>Hemiodus microlepis</i> , <i>H. unimaculatus</i> , <i>Bivibranchia notata</i> , <i>Cichlasoma spp.</i> , <i>Chaetobranchius spp.</i>	26,3	25	389	334	0,82		3	1	1,68
Acarí	<i>Liposarcus pardalis</i>	50	48	1.163	1.000	0,5		6	1,4	0,88
Apapá	<i>Pellona flavipinis</i> , <i>P. castelnaeana</i>	75	73	4.300	3.698	0,35		8	1,8	0,5
Aracu	<i>Schizodon fasciatus leporinus aff. affinis</i> , <i>L. fasciatus</i> , <i>L. friderici</i> , <i>L. trifasciatus</i> , <i>Rhytioidus argenteofuscus</i> , <i>R. microlepis</i> , <i>S. vittatus</i>	58	40	1.000	800	0,52		8	2	0,7
Arrala	<i>Potamotrygon motoro</i> , <i>Potamotrygon sp.</i>	110	50	11.627	10.000	0,17		14	5	0,22
Aruaná	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	125	124	5.349	4.600	0,4		10	2	0,4
Bacu	<i>Lithodoras dorsalis</i>	102	100	10.000	15.000	0,2		14	3	0,37
Barbado	<i>Goslinia platynema</i>	120	110	10.274	8.836	0,23		14	3	0,4
Branquinha	<i>Curimata inornata</i> , <i>C. ocellata</i> , <i>C. vittata</i> , <i>C. kneri</i> , <i>C. incompta</i> e <i>C. cisandina</i> ; <i>Curimatella dorsalis</i> , <i>C. meyeri</i> , <i>C. immaculata</i> , <i>C. cyprinoides</i> , <i>C. aspera</i> ; <i>Cyphocharax abramoides</i> , <i>Psectrogaster amazonica</i> , <i>P. rutiloides</i> , <i>Steindachnerina c.f. bimaculata</i> , <i>Potamorhina latior</i> , <i>P. altamazonica</i> e <i>P. pristigaster</i>	20	25	233	200	0,92		3	1,5	2
Cara-de-Gato	<i>Platynemichthys notatus</i>	82	80	5.600	6.800	0,28		10	2,3	0,5
Charuto	<i>Bivibranchia fowleri</i>	26	23	755		0,65		4,4	1,1	1,44
Cujuba	<i>Oxydoras niger</i>	120	110	12700	11.000	0,2		14	4	0,4
Curimatá	<i>Prochilodus nigricans</i> , <i>P. rubrotaeniatus</i> e <i>Prochilodus sp.</i>	63	42	5000	4.300	0,475		6	1,5	0,82
Dourada	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	140	192	22.170	19.066	0,33		8,5	3	0,3
Filhote ou Piratiba	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	240	240	15.1162	130.000	0,2		14	6	0,51
Fura Calça	<i>Pimelodina flavipinnis</i>	46	44	1.000	800	0,48		6	1,4	0,87
Jandá	<i>Leiarius marmoratus</i>	62	50	2.500	2.400	0,44		6,5	1,5	0,75
Jaraqui	<i>Semaprochilodus teanurus</i> , <i>S. insignis</i>	35,5	38	510	439	0,5	-0,62	7	2	0,4
Jau	<i>Zungaro zungaro</i>	150	140	100.000	90.000	0,17		17	3,5	0,28
Jeju	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	41,7	40	725	624	0,41		7	1,7	0,8

Fecundidade	Grupo Trófico	Nível Trófico	s. e	Índice Vulnerabilidade	Relação peso comprim.	Fonte bibliografia Parâmetros biológicos pesqueiros	Fonte bibliografia Dados alimentação
1.500	Omnívoro	3,62		16,61		Fontenele, 1951; Fishbase	Projeto Floresta Inundada
500	Detritívoro	2		30,5		Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Mérona & Rankin-de-Mérona (2004); Projeto Floresta Inundada
10.000	Piscívoro	4,08		40,94	a=0,0042; b=3,2146	Ruffino & Isaac, 2000;	Fishbase
1.000	Omnívoro	2,47		36,4	a=0,0251; b=2,7934	Ruffino & Isaac, 2000	Projeto Floresta inundada, Mérona & Rankin-de-Mérona (2004); Fishbase
16	Carnívoro	3,89	0,6	72,54		Fishbase:	Zuanon (1990)
200	Omnívoro	3,88		49,43	a = 0,0021; b=3,2713	Fishbase; LoweMcConnell, 1964; Golding, 1980; Aragão, 1981; Ruffino & Isaac, 2000	Mérona & Rankin-de-Mérona (2004)
1.000	Herbívoro	2		52,63		Fishbase	Fishbase; Ferreira et al. 1998
2.000	Piscívoro	4,5		57,31	a=0,0074; b=2,9543	Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	
10.000	Detritívoro	2,0325		16,96		Carvalho, (1984); Rodriguez et al (2004)	Projeto Floresta inundada, Mérona & Rankin-de-Mérona (2004) e ??
1.000	Piscívoro	4,5	0,8	45,56	a = 0,0091 b = 3,0816	Fishbase	Fabré,et al. (2000)
10.000	Detritívoro	2	0	22,56		Fishbase	Fishbase: Conhecimento empírico
1.000	Carinívoro	2,89		60,77		Fishbase	Goulding, 1980
10.000	Detritívoro	2		33,55	a=0,0095; b=3,1785	Oliveira, 1997; Batista, 1999; Ruffino & Isaac, 2000	Projeto Floresta inundada
10.000	Piscívoro	4,24	0,8	52,92	a=0,0049; b=3,1012	Alonso & Pirker, 2005; Alonso & Fabrè, 2003; Ruffino & Isaac, 2000	Leon (1996); Torres-Maldonado, (1974); Celis Perdomo (1966)
100.0000	Piscívoro	4,5	0,8	73,22		Fishbase	Coy (1994)
1.000	Insec-tívoro Piscívoro	3,32	0,60	30,27	a = 0,0091 b = 3,0816	Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Projeto Floresta inundada
1.000	Piscívoro	4,5	SD	33,23		Fishbase	Ferreira et al., 1998
1.000	Detritívoro	2,03	0,1	29,09	a=0,0102; b=3,1008	Vieira, 2003; Vieira, Fabrè & Saint-Paul, 1999; Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Projeto Floresta inundada
3.640.000	Piscívoro	4,39	0,8	64,7	a = 0,0151; b = 3,0000	Santos, et al., 2006	Coy (1994)
1.000	Carnívoro	3,31	0,5	32,99	a = 0,0134 b = 3,1037	Ferreira, et al, 1998; Fishbase	Ferreira, et al, 1998; Fishbase

Elmo_Espécie	Espécies	Loço (cm)	Comprimento Máx (cm)	Woo (g)	Peso Max (g)	K (l/ano)	TO	Longevidade (ano)	Maturação (ano)	Mortalidade Natural (l/ano)
Mandi	<i>Pimelodus cf. altipinnis, P. blochii</i>	37	35	500	430	0,7		4	1	1,18
Mandubé	<i>Ageneiosus inermis</i>	73,7	59	5.369	2.760	0,25		5	3	0,57
Mapará	<i>Hypophthalmus edentatus, H. marginatus e H. fimbriatus</i>	69,5	56	1.744	1500	0,38		8	1,7	0,725
Matrinxá	<i>Brycon amazonicus, B. melanopterus, B. falcatus (rio Tocantins) e Brycon sp. (rio Madeira)</i>	48	46	2.925	2.516	0,57		1,4	6	1,07
Pacus	<i>Mylossoma duriventre (M. aureum, Metynnis hypsauchen, Myleus schomburgki, M. torquatus e Myleus rubripinnis)</i>	31	30	2.500	2.150	0,56		4	2	1,2
Peixe-Cachorro	<i>Hydrolicus scomberoides</i>	120	117	17.800	17.800	0,15		11	4	0,3
Pescada Branca	<i>Plagioscion squamosissimus (P. surinamensis)</i>	68,4	68	5.000	4.300	0,3		14	3	0,4
Piracalinga	<i>Calophysus macropterus</i>	41	43	1.400	1.500	0,443		7	1,5	0,41
Piraulaba	<i>Brachyplatystoma vaillantii</i>	110,5	110,5	9.500	10	0,13	0,32	22	3	0,30
Piranambu	<i>Pirirampus pirinampu</i>	123	120	8.800	7.600	0,23		12,5	2,6	0,39
Piranha	<i>Pygocentrus nattereri, Serrasalmus calmoni, S. elongatus, S. rhombeus, S. spilopleura, S. aff. eigenmanni</i>	35	33	4.000	3.850	0,7		4	1	1,3
Pirapitinga	<i>Piaractus brachipomus</i>	88	80	25.000	30.000	0,35		7	3	0,21
Pirarara	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	137	134	50.000	42.000	0,21		14	2,8	0,34
Pirarucu	<i>Arapaima gigas</i>	311,7	395	20.000	20.000	0,15		12	5	0,4
Puraquê	<i>Electrophorus electricus</i>	250	250		20.000	0,19		15	3	0,29
Saranha	<i>Cynodon gibbus</i>	32	30			0,5		6	1,5	0,96
Sardinha	<i>Triportheus elongatus (T. angulatus, T. flavus)</i>	30	27	380	327	0,76		3,7	1	1,35
Surubim	<i>Pseudoplatystoma fasciatus (P. tigrinum)</i>	178	150	12.000	10.320	0,31		18	5	0,51
Tambaqui	<i>Colossoma macropomum</i>	119	104	32.000	27.520	0,22		13	3	0,44
Tamuatá	<i>Hoplosternum litoralle</i>	25	22	46		1		5	1,5	1
Traira	<i>Hoplias malabaricus</i>	41	50	3.000	4.000	0,4		7	1	0,8
Tucunaré	<i>Cichla monoculus (Cichla sp.)</i>	71	69	7.906	6.800	0,36		7	1,5	0,69

Fecundidade	Grupo Trófico	Nível Trófico	s. e	Índice Vulnerabilidade	Relação peso comprim.	Fonte bibliografia Parâmetros biológicos pesquisados	Fonte bibliografia Dados alimentação
50.000	Onívoro	2,13	0,2	23,04		Fishbase	Projeto Floresta inundada
1.000	Piscívoro Zoobentofago	4,3	0,8	48,1		Fishbase	Ferreira et al., 1998
10.000	Planctófago	3,12		39,54		Le Bail, et al, 2000; Fishbase; Ruffino & Isaac, 2000	Mérona & Rankin-de-Mérona (2004)
10.000	Omnívoro	2,41	0	41,49	a=0,0075; b=3,1956	Cutrim 2005; Ruffino & Isaac, 2000	Projeto Floresta inundada
10.000	Herbívoro	2,08	0,2	26,53	a= 0,0403; b=2,8725	Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Projeto Floresta inundada
1.000	Piscívoro	4,5	0,8	60,73		Fishbase	Mérona & Rankin-de-Mérona (2004)
100.000	Piscívoro	3,25	0,5	49,9	a=0,0073; b=3,1472	Ruffino & Isaac, 2000; Castro, 1998; Worthmann, 1980, 1992.	Projeto Floresta inundada
1.000	Onívoro	3,3	0,6	23,54	a = 0.0091 b = 3.0817	Perez & Fabrè 2002; Perez & Fabrè 2008	Projeto Floresta inundada
10.000	Piscívoro	3,25	0,6	61,61	a=0,0039; b=3,1963	Alonso & Pirket (2005); Ruffino & Isaac, 2000	Avila (1999)
1.000	Piscívoro	3,18	0,5	58,21	a = 0.0072 b = 3.1800	Fishbase:	Avila (1999)
4.000	Carnívoro	3,272		22,73	a=0,0194; b=3,1342	Fishbase; Ruffino & Isaac, 2000	
10.000	Onívoro	2,2	0,2	48	a=0,0247; b=2,9766	Ruffino & Isaac, 2000	Projeto Floresta inundada
10.000	Onívoro	4,07	0,7	61,34	a=0,0188; b=3,00	Fishbase	Fishbase
11.000	Piscívoro	4,5	0,7	71,33	a=0,0278; b=2,7905	Santos, et al., 2006; Queiroz, 2000; Queiroz & Sardinha, 1999; Ruffino & Isaac, 2000; Luling, 1964	Ferreira et al., 1998; Neves, 2000
17.000	Carnívoro	4,36	0,7	62,88		Fishbase	Mérona & Rankin-de-Mérona (2004)
1.000	Piscívoro	4,5		27,68		Ferreira, et al, 1998; Fishbase	Ferreira, et al, 1998; Fishbase
1.000	Onívoro	3,255	0,5	19,63		Martins, 2000; Fishbase;	Projeto Floresta inundada
1.500.000	Piscívoro	4,5		68,2	a=0,0065; b=3,0334	Ruffino & Isaac, 2000; Martins, 2000; Fishbase; Loubens & Aquim, 1986.	Fabrè, et al., 2000
1.000.000	Onívoro	2,42	0,2	57,28	a=0,0279; b=2,9244	Isaac & Ruffino 1996; Vieira, Fabrè & Isaac, 1999; Ruffino & Isaac, 2000	Projeto Floresta inundada
7.000	Onívoro	2,84	0,5	22,23		Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Projeto Floresta inundada
35.000	Piscívoro	4,4		30,61	a=0,0128; b=2,9874	Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase	Mérona & Rankin-de-Mérona, 2004
10.000	Piscívoro	4,5		37,75		Ruffino & Isaac, 2000; Fishbase; Isaac et al., 2000;	Projeto Floresta inundada