



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

# Influência de escalas espaciais de manejo e variáveis ambientais na pesca artesanal de um rio Neotropical

FRANCIELE LAUSCH DOS SANTOS

Porto Alegre, junho de 2017

Influência de escalas espaciais de manejo e variáveis ambientais na pesca artesanal de um rio Neotropical

Franciele Lausch dos Santos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Renato Azevedo Matias Silvano

Comissão Examinadora:

Profa. Dra. Daniela Marques Nunes –  
Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre

Profa. Dra. Luciane Oliveira Crosseti – UFRGS

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fontoura - PUCRS

Porto Alegre, junho de 2017

## **AGRADECIMENTOS**

- Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS, professores e funcionários, por propiciar a formação adequada ao meu desenvolvimento profissional.
- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico- CNPq pela concessão da bolsa de estudos.
- À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES através do convênio PROCAD/NF pelo financiamento do projeto no qual foram coletados os dados.
- Ao meu orientador, Dr. Renato Silvano, pela oportunidade, pelo aprendizado e pelo desenvolvimento proporcionados.
- Ao Gustavo Hallwass, pela disponibilização dos dados, pelas contribuições e pela experiência compartilhada em campo.
- Aos pescadores do Rio Tapajós, que compartilharam seus conhecimentos e seu tempo para elaboração do trabalho.
- A todos do Laboratório de Ecologia Humana e Peixes, pela ajuda e companheirismo.
- À banca, pelas contribuições que ajudaram a tornar este trabalho melhor.
- A todos que contribuíram de alguma forma para eu trilhar esta jornada: gratidão.

## RESUMO

A pesca artesanal de pequena escala representa a principal fonte de proteína animal e tem um importante papel na atividade econômica das populações que dela dependem. Entretanto, a pesca de pequena escala também pode levar à diminuição dos estoques pesqueiros. Estratégias de manejo da pesca de pequena escala costumam se dar em diferentes níveis de organização: individual, comunitário e regional. Devido à limitação logística e financeira que as instituições de manejo da pesca enfrentam, é necessário direcionar os esforços para aprimorar o manejo. O objetivo deste trabalho é determinar em qual escala espacial de manejo o desembarque pesqueiro no Rio Tapajós (Amazônia brasileira) é mais influenciado. Onze comunidades ribeirinhas pertencentes a diferentes categorias de unidades de conservação de uso sustentável tiveram seus pescadores entrevistados. Os desembarques foram avaliados por meio da biomassa capturada, da captura por unidade de esforço (CPUE) e do rendimento econômico potencial. No total, 2013 desembarques pesqueiros, de 51 pescadores, durante 12 meses foram analisados. As variáveis com mais importância sobre a biomassa de peixes, a CPUE e o rendimento potencial foram aquelas correspondentes a escala espacial de manejo individual ligadas ao comportamento do pescador, juntamente com variáveis ambientais. Portanto, os resultados obtidos neste trabalho indicam que o manejo da pesca deve priorizar regras que influenciam o comportamento do pescador em face das características ambientais locais.

**Palavras-chave:** pesca artesanal, manejo pesqueiro, Rio Tapajós, captura por unidade de esforço, biomassa, rendimento econômico potencial

## **ABSTRACT**

Small-scale artisanal fisheries represent the main source of animal protein and play an important role in the economic activity of the populations that depend on it. However, small-scale fisheries can also lead to decline of fish stocks. Small-scale fisheries management strategies tend to occur at different levels of organization: individual, communitarian and regional (groups of interest). Due to the logistical and financial limitations of fisheries management institutions, it is necessary to direct the efforts to improve management. The objective of this research is to determine in which spatial scale of management influence most the fish landings in the Tapajós River (Brazilian Amazon). Eleven riverine communities belonging to different categories of conservation units were sampled. Landings were assessed using the biomass of fish caught, catch per unit effort (CPUE) and potential economic yield. In total, 2013 fish landings of 51 fishermen during 12 months were analyzed. The variables with more importance on fish biomass, CPUE and potential yield were those corresponding to the spatial scale of individual linked to the fisherman's behavior and environmental variables. Therefore, the results obtained in this study indicate that fisheries management should prioritize rules that influence the fisher's behavior related to the local environmental characteristics.

**Key words:** small –scale fisheries, fisheries management, Tapajós River, catch per unit of effort, biomass, economic yield

## **SUMÁRIO**

<b>RESUMO .....</b>	<b>4</b>
<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>7</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>8</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>9</b>
INTRODUÇÃO.....	13
MATERIAL E MÉTODOS .....	16
RESULTADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	27
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>35</b>

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. MAPA CONTENTANDO AS 11 COMUNIDADES EM QUE OS DESEMBARQUES PESQUEIROS NO BAIXO RIO TAPAJÓS FORAM REALIZADOS E SUA LOCALIZAÇÃO EM RELAÇÃO ÀS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (UC). AS UC'S FLORESTA NACIONAL DO TAPAJÓS (FLONA) E RESERVA EXTRATIVISTA TAPAJÓS-ARAPIUNS (RESEX) ESTÃO DELIMITADAS EM CINZA ESCURO. A ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) ALTER DO CHÃO É COMPOSTA PELAS COMUNIDADES MARCADAS EM CÍRCULO. AS COMUNIDADES ESTÃO INDICADAS CONFORME OS NÚMEROS: 1- PONTA DE PEDRA, 2- ALTER DO CHÃO, 3- PINDOBAL, 4- MAGUARI, 5- ACARATINGA, 6- PIQUIATUBA, 7- PINICOS, 8- BOIM, 9- JAUARITUBA, 10-SURUCUÁ E 11- VILA DO AMORIM. ADAPTADO DE HALLWASS 2015..... 17

FIGURA 2. COMPARAÇÃO ENTRE AS ATIVIDADES ECONÔMICAS DESEMPENHADAS PELOS PESCADORES ENTREVISTADOS NO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA BRASILEIRA: A) BIOMASSA DE PEIXES CAPTURADOS (KG) POR DESEMBARQUE; B) VALOR FINANCEIRO (RENDIMENTO ECONÔMICO POTENCIAL) OBTIDO EM CADA DESEMBARQUE REALIZADO NAS 11 COMUNIDADES DO BAIXO RIO TAPAJÓS. MEDIANA (LINHA CENTRAL DO BOXPLOT), LINHAS VERTICAIS REPRESENTAM O VALOR MÁXIMO E O MÍNIMO E AS LINHAS LIMITES DO BOXPLOT SÃO OS QUARTIS (25% E 75%). ASTERISCOS INDICAM ALTO VALOR DE IMPORTÂNCIA DE ACORDO COM A MÉDIA PONDERADA DOS MODELOS. .... **ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.0**

FIGURA 3. COMPARAÇÃO DA PRODUTIVIDADE (KG \* PESCADOR <sup>-1</sup>\*HORA<sup>-1</sup>, CPUE) DOS DESEMBARQUES REALIZADOS NAS TRÊS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO LOCALIZADAS NA REGIÃO DO BAIXO TAPAJÓS, AMAZÔNIA BRASILEIRA: FLORESTA NACIONAL DO TAPAJÓS (FLONA), RESERVA EXTRATIVISTA TAPAJÓS-ARAPIUNS (RESEX) E ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DE ALTER DO CHÃO (APA). MEDIANA (LINHA CENTRAL DO BOXPLOT), LINHAS VERTICAIS REPRESENTAM O VALOR MÁXIMO E O MÍNIMO E AS LINHAS LIMITES DO BOXPLOT SÃO OS QUARTIS (25% E 75%). ASTERISCOS INDICAM ALTO VALOR DE IMPORTÂNCIA DE ACORDO COM A MÉDIA PONDERADA DOS MODELOS. .... **ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.2**

FIGURA 4. COMPARAÇÃO DA BIOMASSA DE PEIXES CAPTURADOS (KG) POR DESEMBARQUE NAS 11 COMUNIDADES AMOSTRADAS NA REGIÃO DO BAIXO RIO TAPAJÓS, AMAZÔNIA BRASILEIRA. MEDIANA (LINHA CENTRAL DO BOXPLOT), LINHAS VERTICAIS REPRESENTAM O VALOR MÁXIMO E O MÍNIMO E AS LINHAS LIMITES DO BOXPLOT SÃO OS QUARTIS (25% E 75%). .... **ERRO! INDICADOR NÃO DEFINIDO.3**

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS USADAS NO MODELO LINEAR MISTO PARA OS DESEMBARQUES (N= 2013) AMOSTRADOS NO BAIXO RIO TAPAJÓS, BRASIL .....	21
TABELA 2 IMPORTÂNCIA DOS PREDITORES DA MÉDIA PONDERADA DE MODELOS DAS VARIÁVEIS DEPENDENTES BIOMASSA, CPUE, RENDIMENTO POTENCIAL. OS TERMOS MAIS IMPORTANTES ESTÃO EM NEGRITO .....	24
TABELA 3 SUMÁRIO DO RANKING DE MODELOS USANDO CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE PARA TESTAR AS VARIÁVEIS QUE AFETAM A BIOMASSA DE PEIXES CAPTURADOS .....	25
TABELA 4 SUMÁRIO DO RANKING DE MODELOS USANDO CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE PARA TESTAR AS VARIÁVEIS QUE AFETAM A CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO OBTIDA NOS DESEMBARQUES .....	26
TABELA 5 SUMÁRIO DO RANKING DE MODELOS USANDO CRITÉRIO DE INFORMAÇÃO DE AKAIKE PARA TESTAR AS VARIÁVEIS QUE AFETAM O RENDIMENTO POTENCIAL OBTIDO NOS DESEMBARQUES REALIZADOS .....	27

## Introdução Geral

A pesca continental ou fluvial é responsável pelo fornecimento de alimento e renda para diversas populações humanas, principalmente em países em desenvolvimento, e corresponde a um terço da captura mundial de pescado (Pauly, 1997; Berkes *et al.*, 2001; Castello *et al.*, 2011;). A pesca continental varia desde a pesca de subsistência até pesca comercial de larga escala, sendo o critério de escala definido pelo tamanho da embarcação, o capital empregado e as tecnologias utilizadas (Chuenpagdee, 2006; Youn *et al.*, 2014). Majoritariamente, a pesca interior tende a ser de pequena a média escala, a qual envolve o uso de diversas técnicas de pesca, a captura de uma alta diversidade de espécies, além do uso sazonal dos recursos pesqueiros (Silvano, 2004; Salas *et al.*, 2007; Welcomme, 2011; Hallwass & Silvano, 2016).

A pesca fluvial depende diretamente dos ecossistemas aquáticos continentais e geralmente ocorre em *hotspots* de biodiversidade aquática (Beard *et al.*, 2011; Youn *et al.*, 2014), os quais acabam por desempenhar um papel fundamental na biodiversidade global, bem como, propiciar serviços ambientais, como segurança alimentar para populações humanas (Allison & Ellis, 2001; Castello *et al.*, 2015). Entretanto, a diversidade de espécies em águas continentais também sofre diversas ameaças ambientais, tais como: sobre exploração, poluição da água, alteração no fluxo da água, destruição e perda de hábitat e invasão por espécies exóticas (Jackson *et al.*, 2001; Malmqvist & Rundle, 2002; Dudgeon *et al.*, 2006). A pesca continental, assim como nos ecossistemas marinhos, pode levar a um processo conhecido como “*fishing down process*” ou sobrepesca de crescimento, o qual consiste na remoção sucessiva de espécies maiores e a substituição por espécies menores (Pauly *et al.*, 1998; Welcomme, 1999; Allan *et al.*, 2005; Castello *et al.*, 2011).

As estratégias de manejo dos recursos descritas na literatura pesqueira são baseadas geralmente no controle da sobrexploração e no impedimento da chamada “Tragédia dos Comuns”, em que os indivíduos agem de forma independente visando obter ganhos máximos, e, conseqüentemente, resultando no esgotamento do recurso (Hardin, 1968; Pauly, 1990; Roberts & Hawkins, 1999; Andrade & Rhodes, 2012;). As soluções utilizadas para lidar com os problemas da pesca de pequena escala estão centradas na necessidade de

conservar os estoques pesqueiros por meio de regras que limitam o acesso a esses recursos, a fim de promover a renovação das populações aquáticas (Allison & Ellis, 2001; Berkes *et al.*, 2001).

A regulação da pesca, então, entra em cena em resposta ao declínio do recurso pesqueiro e à necessidade de proteger os estoques pesqueiros. As medidas de manejo mais comumente empregadas no mundo para regulação da pesca de pequena escala são divididas em medidas de restrição da pesca (limitação espacial e temporal) e medidas que regulam o comportamento do pescador: restrição ou proibição de petrechos e da quantidade de peixes a serem capturados, ou quotas (Welcomme, 2001; Cinner & Aswani, 2007). A limitação espacial consiste na proibição da pesca em uma área determinada, podendo ser temporário ou permanente. Já a limitação temporal restringe a pesca por um determinado período de tempo (Welcomme, 2001; Kura *et al.*, 2004; Cinner & Aswani, 2007).

No Brasil, as regras de manejo são baseadas numa abordagem de cima para baixo (*top-down*), em que o governo decide como a pesca deve ser manejada (Castello *et al.*, 2007). Entretanto, o sistema *top-down* raramente leva em consideração as particularidades de cada região e a multiespecificidade que a pesca de pequena escala costuma apresentar (Petreire, 1978; Begossi, 2010). Sistemas de manejo descentralizados, por sua vez, nos quais há um maior envolvimento das populações humanas locais, são vistos como alternativa à gestão unilateral das agências governamentais (Ruddle, 1998) e têm sido largamente empregados (Borrini-Feyerabend *et al.*, 2004; Defeo & Castilla, 2005). O comanejo, ou iniciativa de manejo com participação da comunidade, tem sido implementado como alternativa aos programas de manejo convencionais e é um processo colaborativo e participativo, no qual as responsabilidades e controle dos recursos naturais são compartilhadas entre a população humana local, o governo e instituições de pesquisa (Berkes *et al.*, 2001; Jentoft, 2003).

Outra estratégia para proteção dos recursos pesqueiros, de uso crescente nos últimos anos, é o estabelecimento de áreas protegidas (Watson *et al.*, 2014). Unidades de conservação (UC) como Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) têm se mostrado efetivas na conservação do ecossistema aquático, apresentando um efeito positivo sobre biomassa, diversidade e tamanho médio de peixes (Roberts *et al.*, 2005). Muitas dessas UCs possuem

regimes de manejo que incluem as comunidades locais no processo decisório e há evidências de efeitos positivos sobre a abundância de espécies exploradas comercialmente (Naughton-Treves *et al.*, 2005; Ferraro *et al.*, 2011). Todavia, grande parte das áreas protegidas destinadas aos recursos pesqueiros são localizadas em ambientes marinhos e são raras as UC's voltadas para ecossistemas de água doce, sendo esses contemplados apenas parcialmente por UC's que objetivam a conservação dos ambientes terrestres (Cowx, 2002; Herbert *et al.*, 2010; Castello *et al.*, 2013).

O manejo da pesca de pequena escala, portanto, tem caminhado de uma abordagem que enfatiza a dinâmica populacional dos recursos e a proteção do meio ambiente, para outra que integra o ecossistema em geral, não apenas focado nas espécies-alvo (Salas & Gaertner, 2004). Entretanto, uma vez que os problemas com o manejo da pesca persistem, muitos autores argumentam que isso se deve à falta de inclusão do comportamento do pescador e dos fatores que o influenciam, como fatores sociais e econômicos (Salas & Gaertner, 2004; Hilborn, 2007; Fulton *et al.*, 2011; Hallwass *et al.*, 2013). Nesse sentido, tem aumentado as iniciativas de aprimoramento e de elaboração de programas de manejo que envolvem o comportamento do pescador, as informações sobre o esforço pesqueiro e os fatores que influenciam nesse esforço (Anticamara *et al.*, 2011).

A pesca de pequena escala na Amazônia brasileira representa a principal atividade econômica e fonte de proteína animal das populações ribeirinhas, resultante da alta diversidade de peixes existente na região (Bayley & Petrere, 1989; Batista *et al.*, 1998). Medidas de manejo têm sido empregadas para lidar com o aumento do esforço pesqueiro na Amazônia brasileira e podem ser divididas em medidas legais e medidas de manejo comunitário (Isaac & Barthem, 1995). As medidas legais existentes consistem basicamente no controle governamental dos petrechos de pesca (tipo e tamanho) e na proibição de locais e épocas (Petrete, 1989; Isaac & Barthem, 1995). Há também a existência dos acordos de pesca elaborados pelos próprios ribeirinhos, cuja finalidade é o estabelecimento de reservas de lago, restringindo o acesso aos lagos de pesca presentes nas comunidades (Castro & McGrath, 2003; Lopes *et al.*, 2011). Com a proliferação dos acordos de pesca, ocorreu sua legalização como acordos de co-manejo, nos quais o governo reitera as regras da comunidade (Almeida *et al.*, 2002; Oviedo *et al.*, 2015). Assim também, a criação de UCs que permitem a presença humana em seu interior, como Reservas Extra-

tivistas e Reservas de Uso Sustentável, são estratégias amplamente utilizadas na Amazônia como forma de conservação dos recursos naturais e estão voltadas principalmente para a proteção dos ambientes terrestres, embora a sua influência sobre a pesca seja pouco estudada (Lopes *et al.*, 2011). Entretanto, o manejo da pesca de pequena escala na Amazônia brasileira costuma padecer com dados escassos sobre a biologia e desembarques pesqueiros, devido principalmente à falta recursos financeiros e de pessoal para acompanhar e investigar a pesca (Maccord *et al.*, 2007; Mahon *et al.*, 2008).

A forma de uso dos recursos, desse modo, é influenciada por diferentes níveis de organização: individual/familiar, comunitário e de grupos de interesse (Castro, 2004; Maccord *et al.*, 2007). No nível individual, o conhecimento ecológico sobre o recurso explorado, a tecnologia empregada, o grau de acesso e controle dos recursos e as demais atividades desenvolvidas no âmbito familiar são fatores que afetam a sustentabilidade do recurso explorado. No nível comunitário, um grupo de pessoas decide a forma como o recurso será manejado, envolvendo características sociais e ecológicas do ambiente. O último nível de decisão refere-se a vários grupos de interesse em prol dos recursos e da paisagem de um ambiente mais amplo, como bacias e biomas (Castro, 2004; Freitas & Rivas, 2006; Maccord *et al.*, 2007; Fulton *et al.*, 2010). Os diferentes níveis de organização são interdependentes e é fundamental conhecer os aspectos que influenciam cada um desses níveis para aprimorar o manejo (Castro, 2004; McGrath *et al.*, 2005).

O objetivo desta dissertação é determinar qual escala de manejo influencia mais a produtividade e rendimento dos desembarques pesqueiros: em escala mais ampla, definida pelas regras de UCs; em nível local, com os acordos de pesca criados pelas comunidades; ou em nível individual, como o comportamento e características do pescador. O estudo foi realizado com pescadores artesanais da região do Baixo Rio Tapajós, por meio entrevistas e registro de desembarque pesqueiro. Dessa forma, conhecer qual escala de manejo mais influencia a pesca permitirá direcionar os esforços e as estratégias empregadas, de forma a maximizar os resultados do manejo pesqueiro em uma escala mais adequada.

## Introdução

A pesca artesanal de pequena escala, a qual caracteriza-se pela organização familiar que utiliza pequena quantidade de capital e energia, em embarcações pequenas com fins comerciais ou para fins de consumo, corresponde a maioria das pescarias realizadas em países em desenvolvimento (Begossi, 2010; FAO, 2014). A pesca artesanal desempenha um papel fundamental na renda e segurança alimentar das populações locais que dela dependem, sendo altamente produtiva (Cerdeira *et al.*, 2000; Allison & Ellis, 2001; Bené *et al.*, 2009). A pesca de pequena escala caracteriza-se pelo uso de diversas técnicas de pesca, captura de uma alta diversidade de espécies, além do uso sazonal dos recursos pesqueiros, sendo realizada individualmente ou em grupos pequenos (Petrere, 1978; Silvano & Begossi, 2001; Salas *et al.*, 2007; Welcomme, 2011). Entretanto, mesmo a pesca de pequena escala pode exercer pressão sobre os peixes explorados, como desmontaram estudos feitos no sul da Ásia e também em uma lago africano (Lorenzen *et al.*, 1998; Schindler *et al.*, 1998; Silvano *et al.*, 2009).

As estratégias de manejo costumam ocorrer em diferentes níveis de decisão, conforme a escala espacial do uso dos recursos (Castro, 2004; Maccord *et al.*, 2007). Os níveis de decisão sobre o manejo são o individual, o comunitário e o de grupos de interesse. Esses níveis são interdependentes e o grau de interferência de cada um é variável. Em nível individual, o comportamento e o conhecimento ecológico local de cada indivíduo são influenciados pelas características do ambiente e pelo recurso explorado. No nível comunitário, um grupo de pessoas locais decide sobre a forma de manejo do recurso, conforme as características sociais e ecológicas do ambiente. O nível de grupos de interesse corresponde a vários grupos que decidem conjuntamente, baseados no recurso e no manejo de ambientes mais amplos como biomas, geralmente desempenhado por órgãos governamentais (Castro, 2004; Freitas & Rivas, 2006; Maccord *et al.*, 2007; Fulton *et al.*, 2010).

A pesca artesanal na Amazônia corresponde a aproximadamente 60% dos desembarques pesqueiros na região (Bayley & Petrere, 1989). Essa pesca, é também, multiespecífica, ou seja, os pescadores capturam uma grande diversidade de espécies, tanto comercialmente quanto para subsistência, além de atuarem em vários habitats, como rios, lagos e planícies inundáveis ou igarapés (Bayley & Petrere, 1989; Cerdeira *et al.*, 2000;

Hallwass *et al.*, 2011). As artes de pesca utilizadas também são variadas (malhadeira, anzol e linha, espinhel) e embora a atividade pesqueira tenha um importante papel na vida econômica dos pescadores, outras atividades costumam ser exploradas na complementação da renda (Cerdeira *et al.*, 2000; Maccord *et al.*, 2007). No entanto, a pesca intensiva na região costuma gerar problemas no que tange a sustentabilidade e gera conflitos de interesse entre as partes interessadas (Oviedo, 2015).

As estratégias de manejo utilizadas para lidar com os conflitos e os problemas da pesca na Amazônia passam por diversos níveis de decisão e escalas de manejo. Há a presença de regras e leis estabelecidas pelo sistema *top-down*, em que as decisões de manejo são tomadas pelas autoridades, sem o envolvimento das comunidades envolvidas. As regras estabelecidas pelo sistema *top-down* normalmente envolvem medidas restritivas, que proíbem ou restringem a pesca em determinado local ou época, ou ainda, limitam a quantidade ou o tamanho do peixe capturado ou o tipo de petrecho utilizado (Welcomme, 2001; Silvano *et al.*, 2016). O co-manejo, em que as decisões e as responsabilidades são tomadas pela comunidade, associada a governos e instituições de pesquisa, também tem sido amplamente empregado na Amazônia (Almeida *et al.*, 2002, Jentoft, 2003). Esse sistema de manejo surgiu a partir de regras locais informais estabelecidas pelos próprios pescadores, por meio de acordos de pesca (Castro, 2002; Almeida *et al.*, 2009; Oviedo, 2015).

Outras iniciativas de co-manejo levaram à criação de áreas protegidas na Amazônia conhecidas como reservas extrativistas e reservas de desenvolvimento sustentável, as quais permitem a presença e o desenvolvimento de atividades humanas de forma sustentável (Castello *et al.*, 2009; Lopes *et al.*, 2011). No entanto, essas áreas protegidas geralmente têm o foco voltado para os recursos terrestre e seus efeitos sobre os recursos pesqueiros costumam ser pouco avaliados (Keppeler *et al.*, 2016). A pesca na Amazônia também é resultado da influência que os fatores econômicos e sociais exercem sobre o comportamento do pescador e do conhecimento ecológico dos pescadores sobre a dinâmica dos recursos explorados e das condições ambientais locais (Hilborn, 2007; Fulton *et al.*, 2010; Mesquita & Isaac-Nahum, 2015).

Assim, as estratégias de manejo empregadas na pesca amazônica passam por um gradiente de escalas de manejo, indo desde um nível mais local (comunidades), até regras

mais gerais de manejo, como as regras estabelecidas pelas UC's e leis governamentais. Todavia, uma vez que a restrição logística e de recursos financeiros na Amazônia impedem um acompanhamento e fiscalização frequentes e considerando a heterogeneidade da pesca de pequena escala, é necessário direcionar os esforços para aprimorar o manejo (Prince, 2003; Maccord *et al.*, 2007).

O objetivo deste estudo, portanto, é determinar qual escala de manejo ou tomada de decisão mais influencia o rendimento dos desembarques pesqueiros: em um nível mais amplo (regional), definidos pelas regras de UC's; em nível local, com os acordos de pesca criados pelas comunidades; ou em nível individual- como o comportamento e características individuais do pescador. O estudo foi realizado com pescadores artesanais da região do Baixo Rio Tapajós (Amazônia brasileira), por meio de entrevistas com pescadores e registro de desembarques pesqueiros.

## Material e Métodos

### *Área de estudo*

O Rio Tapajós está localizado na parte central da bacia Amazônica, tem uma extensão de 2700 km e é considerado um rio de águas claras, pela baixa quantidade de sedimento (Goulding *et al.*, 2003). O clima na região é quente e úmido, com períodos de precipitação baixa de julho a dezembro e um período de alta precipitação de janeiro a julho, o que faz com que o rio apresente uma variação em seu nível ao longo do ano (Espírito-Santo *et al.*, 2005). No Baixo Tapajós, o rio apresenta-se como uma planície aluvial larga com igarapés, canais, florestas inundadas e lagos, os quais variam ao longo do ano e em conectividade com o rio principal conforme o nível da água no decorrer das estações (Scoles, 2016).

A região do Baixo Tapajós apresenta três unidades de conservação (UCs) de uso sustentável. Na margem direita, encontra-se a Floresta Nacional do Tapajós (FLONA) criada em 1974 pelo Governo Federal com o objetivo de conservar os recursos florestais e faunísticos. Em 1998, após pressão das comunidades locais residentes na margem esquerda, foi criada a Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (RESEX) objetivando barrar o avanço de empresas madeireiras na região. A Área de Proteção Ambiental de Alter do Chão (APA) foi criada em 2003 e conta somente com Plano de Uso da APA, elaborado em 2012. A região de estudo encontra-se nas coordenadas 2° 45'00'' S – 3° 25'00'' S e 55° 19'00'' W – 54° 59'00'' W (Figura 1).

As atividades econômicas das populações humanas residentes tanto na FLONA quanto na RESEX são a agricultura de subsistência, a criação de pequenos animais e também o extrativismo de produtos florestais, a caça e a pesca artesanal. Na APA predominam as atividades de turismo, pesca comercial e artesanal. Cada unidade de conservação apresenta determinadas regras para a atividade pesqueira. Na FLONA, apenas moradores têm permissão para pescar na área da UC e a pesca com finalidade comercial não é permitida. Na RESEX e na APA, a pesca comercial é permitida, no entanto a pesca utilizando rede de arrasto não é permitida e o comprimento máximo da malha para pesca em lagos e igarapés deve ser de 150 metros, respectivamente.

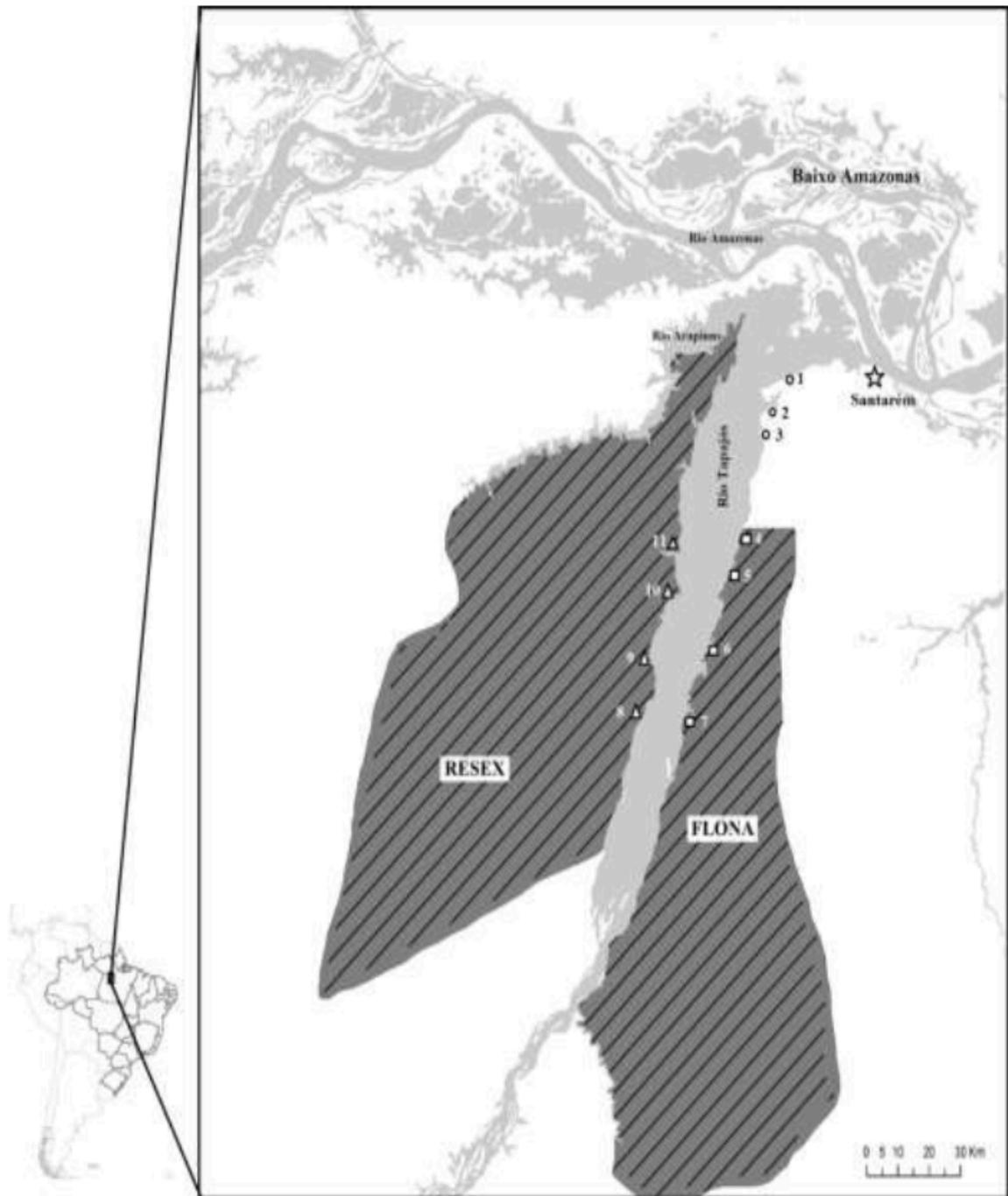


Figura 1. Mapa contendo as 11 comunidades em que os desembarques pesqueiros no Baixo Rio Tapajós foram realizados e sua localização em relação às Unidades de Conservação (UC). As UC's Floresta Nacional do Tapajós (FLONA) e Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (RESEX) estão delimitadas em cinza escuro. A Área de Proteção Ambiental (APA) Alter do Chão é composta pelas comunidades marcadas em círculo. As comunidades estão indicadas conforme os números: 1- Ponta de Pedra, 2- Alter do Chão, 3- Pindobal, 4- Maguari, 5- Acaratinga, 6- Piquiatuba, 7- Pinicos, 8- Boim, 9- Jauarituba, 10-Surucuá e 11- Vila do Amorim. Adaptado de Hallwass 2015.

### *Coleta de dados*

Os dados foram obtidos a partir de entrevistas com pescadores e dos registros de desembarque pesqueiro (Hallwass, 2015). As entrevistas foram realizadas em três unidades de conservação (FLONA, RESEX e APA) e em cada unidade, quatro comunidades foram selecionadas. As comunidades tinham como critério de seleção possuir uma distância mínima de 10km entre elas e se dedicarem a pesca. No total, 11 comunidades foram estudadas ao longo do Baixo Rio Tapajós, em julho de 2013. Foram levantadas informações sobre idade, atividades econômicas e perfil socioeconômico, bem como, informações sobre a pesca, por meio de entrevistas individuais seguindo questionário padronizado semiestruturado, maiores detalhes encontram-se em Hallwass (2015).

Após a entrevista, os pescadores com mais de cinco anos de estudo e com frequência de pesca igual ou superior a três vezes por semana eram convidados a fazer o registro voluntário de seus desembarques. Os pescadores foram orientados a registrar as cinco primeiras pescarias de cada mês, nas quais informavam o local de pesca, o petrecho utilizado, a duração da viagem de pesca e as espécies capturadas. No total, 51 pescadores de 11 comunidades registraram suas pescarias, ao longo de um ano, resultando em 2013 registros de desembarque pesqueiro (Hallwass, 2015).

### *Análise de dados*

Para determinar em qual escala a pesca é mais influenciada, três variáveis dependentes ou de resposta foram utilizadas. A primeira corresponde à biomassa total de peixes capturados por cada pescador em cada desembarque, a qual é utilizada para avaliar a pressão pesqueira. A segunda variável diz respeito à captura por unidade de esforço - CPUE (biomassa de peixe dividida pelo número de pescadores e o tempo gasto pescando) - a qual leva em consideração o esforço empregado na captura de determinada quantidade de peixes, sendo uma medida de produtividade da pesca. A terceira variável representa o rendimento econômico potencial (R\$/pescador/dia) de cada desembarque, obtido por meio do valor da biomassa de pescado convertida em reais, baseada no preço de venda dos peixes informado nos desembarques.

Os desembarques pesqueiros foram agrupados em quatro estações (épocas) principais, conforme o nível da água do rio ao longo dos meses de registro dos desembarques: seca (outubro a dezembro), enchente (janeiro a março), cheia (abril a junho) e vazante (julho a setembro). Os petrechos utilizados pelos ribeirinhos em cada desembarque foram classificados como arpão, tarrafa, rede de espera em geral, anzol e linha (caniço), espinhel e mista (quando mais de um tipo de petrecho foi utilizado no desembarque). O local em que a pesca foi realizada foi categorizado como: rio, lago, igarapé, outro (algum habitat distinto dos anteriores) e misto (quando o desembarque registrado acontecia em mais de uma localidade). Os pescadores também foram perguntados se tinham ou não outra atividade além da pesca.

As variáveis independentes UC e comunidade foram agrupadas como variáveis relacionadas ao manejo. O petrecho usado nos desembarques, se o pescador desempenhava outra atividade além da pesca e a idade do pescador foram considerados variáveis de comportamento. O hábitat e a época em que os desembarques ocorreram foram caracterizados como variáveis ambientais. As variáveis relacionadas ao manejo e ao comportamento do pescador foram utilizadas para determinar qual escala espacial influencia nos desembarques pesqueiros. As variáveis ambientais foram utilizadas para distinguir a influência das variáveis de manejo e comportamento, dos efeitos ambientais sobre as variáveis dependentes (Tabela 1).

**Tabela 1** Descrição das variáveis usadas no Modelo Linear Misto para os desembarques (n=2013) realizados no baixo Rio Tapajós, Brasil

Variável	Níveis dos fatores	Tipo de influência na pesca
Biomassa	Variável contínua: quantidade (kg) de peixes capturada em cada desembarque	Variável dependente
CPUE	Variável contínua: captura por unidade de esforço	Variável dependente
Rendimento potencial	Variável contínua: biomassa de peixes capturado por preço de venda em cada desembarque	Variável dependente
Época	Variável categórica: seca, enchente, cheia, vazante	Independente. Ambiental, quatro estações hidrológicas relacionadas ao nível da água no rio
Hábitat	Variável categórica: rio, lago, igarapé, outro, misto	Independente. Ambiental, locais onde os desembarques ocorreram
Idade	Variável contínua	Independente. Comportamento: indica experiência de pesca
Petrecho	Variável categórica: arpão, tarrafa, rede de espera, anzol e linha, espinhel, misto	Independente. Comportamento: decisão do pescador de qual petrecho usar na pesca
Atividade econômica	Variável categórica: só pesca, outra atividade além da pesca	Independente. Comportamento: interfere no tempo dedicado à pesca
Unidade de Conservação	Variável categórica: FLONA, RESEX, APA	Independente. Espacial de manejo: ampla
Comunidade	Variável categórica: Maguari, Acaratinga, Piquituba, Pini, Boim, Juarituba, Surucuá, Vila do Amorim, Pindobal, Alter do chão, Ponta de Pedra	Independente. Espacial de manejo: regional

Inicialmente foi feita uma exploração dos dados de desembarque pesqueiro, a fim de verificar a colinearidade entre as variáveis independentes, por meio da análise do fator de inflação de variância (VIF). Também foi explorada a normalidade dos dados por meio do teste de Shapiro-Wilk. Após essas análises, as variáveis dependentes contínuas não normais (biomassa capturada em cada desembarque, CPUE e rendimento econômico obtido em cada desembarque) foram transformadas para escala logarítmica, para ajustar os dados à distribuição normal. O modelo linear misto (LMM em inglês) foi utilizado para testar a influência sobre cada variável dependente (biomassa, CPUE e rendimento potencial) ao nível de UC, de comunidade e de características individuais dos pescadores, ao longo das estações do ano e dos locais de pesca (variáveis independentes ou explicativas).

O modelo misto foi usado para evitar dependência amostral, já que cada pescador realizou mais de um desembarque. O LMM é um modelo linear paramétrico para dados agrupados, longitudinais ou de medidas repetidas que quantificam as relações entre uma variável dependente e várias variáveis preditoras ou independentes (West *et al.*, 2007). As variáveis independentes- UC, comunidade, estação do ano, petrecho, atividades econômicas e idade do pescador- entraram na parte fixa do modelo e pescador, na parte aleatória.

A modelagem multivariada (várias combinações de variáveis) e a comparação de modelos por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC) foram utilizados para obtenção do melhor modelo ajustado aos dados e das estimativas do valor da importância relativa (I) para os efeitos relativos às escalas espaciais e às variáveis ambientais. A inferência multimodelos foi conduzida, primeiramente, utilizando-se o modelo global, contendo todas as variáveis explicativas. Segundo, os modelos foram comparados por meio de seus AIC's,  $\Delta AIC$  (diferença entre AIC para um dado modelo e o melhor modelo considerado) e a probabilidade de seleção do modelo por meio do peso de Akaike ( $w_i$ ).

A função dredge, do pacote “MuMin”, foi utilizada para fazer a inferência multimodelos e a comparação de modelos (Bartón, 2016). Para os modelos que apresentaram valores de AIC,  $\Delta AIC$  e peso de Akaike similares, a seleção foi feita seguindo-se o princípio da parcimônia, ou seja, o modelo mais simples, com o menor número de variáveis (Burnham & Anderson, 2002). Os melhores modelos foram ranqueados de acordo com

os valores de  $\Delta AIC < 4$ , a fim de selecionar os modelos com o melhor suporte empírico (Burnham & Anderson, 2002).

Por fim, obteve-se a importância relativa de cada variável por meio da soma dos pesos de Akaike em todos os modelos que incluíam determinada variável preditora. Quanto maior a soma do valor dos pesos, mais importante é a variável em relação as demais variáveis (Burnham & Anderson, 2002). Uma exploração visual dos resíduos dos melhores modelos obtidos para cada variável dependente foi feita para validação de que cada modelo não demonstrou violação da homogeneidade, da variância e da normalidade. Todas as análises foram feitas no *software* R (R Core Team, 2016).

## Resultados

Dos 2013 desembarques realizados no Rio Tapajós, a maioria (65,5%) ocorreu no rio principal, enquanto que 20,8% ocorreram em lagos. A rede de espera foi o petrecho mais utilizado nos desembarques (54,2%), seguindo pelo uso de anzol e linha (17,7%) dos 2013 desembarques realizados. O melhor modelo obtido para biomassa de peixes capturados nos desembarques apresentou as variáveis relacionadas ao comportamento (atividade e petrecho), uma variável de manejo (comunidade) e as variáveis ambientais época e hábitat (AIC de 3384.8, com um peso de explicação de 36%). O petrecho utilizado, as atividades econômicas desempenhadas pelo pescador e o hábitat em que o desembarque ocorreu foram as variáveis mais importantes que influenciaram a biomassa de peixes captura ( $I=1$ ) (Tabela 2). A idade do pescador não influenciou a biomassa de peixes capturados. Os valores de AIC,  $\Delta$ AIC pesos de Akaike e o ranking dos modelos para a biomassa capturada são mostrados na Tabela 3. A época e a comunidade em que os desembarques foram realizados também influenciaram a quantidade biomassa capturada ( $I=0.99$  e  $I=0.96$ , respectivamente) (Tabela 2).

O melhor modelo para CPUE apresentou um as variáveis ambientais época e petrecho, a variável relacionada ao comportamento (petrecho) e a variável de manejo UC (Tabela 4), com um valor de AIC de 2195.8, um peso de explicação de 39% da CPUE. A variável comunidade não teve influência sobre a CPUE, uma vez que não apareceu nos melhores modelos obtidos. Os valores de AIC,  $\Delta$ AIC pesos de Akaike e o ranking dos modelos para a CPUE obtida nos desembarques encontram-se na Tabela 4. A importância relativa das variáveis sugere que petrecho foi a variável mais importante que influenciou a CPUE obtida em cada desembarque ( $I=1$ ), seguido do hábitat ( $I=0.96$ ), UC ( $I=0.93$ ) e da época ( $I=0.91$ ) em que os desembarques ocorreram Tabela 2.

O modelo contendo as variáveis ambientais (época e hábitat) e as variáveis relacionadas ao comportamento (petrecho e atividades econômicas) obteve um peso de explicação de 26%. Os valores de AIC,  $\Delta$ AIC pesos de Akaike e o ranking dos modelos para o rendimento obtido nos desembarques encontram-se na Tabela 5. A variável com maior influencia sobre o rendimento foram atividade econômica do pescador e o petrecho utilizado em cada desembarque ( $I=1$ ) (Tabela 2). A época em que os desembarques ocorreram também contribui no rendimento dos desembarques ( $I=0.93$ ) (Tabela 2).

**Tabela 2** Importância relativa dos preditores da média ponderada de modelos das variáveis dependentes biomassa, CPUE, rendimento potencial, com estimativa dos parâmetros e o respectivo erro padrão. Os termos mais importantes estão em negrito.

Parâmetro	Biomassa			CPUE			Rendimento		
	Importância relativa	Estimativa	Erro padrão	Importância relativa	Estimativa	Erro padrão	Importância relativa	Estimativa	Erro padrão
Intercepto		2.6593898	0.3120521		0.9962718	0.1378533		4.0180074	0.2663437
Atividades econômicas	<b>1</b>	-0.8227744	0.186605618	0.46	-	0.1309085	<b>1</b>	-0.7952137	0.1920094
Acaratinga	<b>0.96</b>	-0.2887598	0.2706123	0.1	0.09468	0.17715	0.04	-0.4429	0.4278
Piquiatuba	"	0.5177945	0.2627303	"	0.11695	0.17051	"	0.4506	0.4105
Pini	"	0.160226	0.243337	"	0.17451	0.15812	"	0.1893	0.3806
Boim	"	0.112839	0.278556	"	0.22598	0.17237	"	0.5756	0.4128
Jauarituba	"	0.348715	0.295089	"	0.35145	0.1883	"	0.3242	0.4561
Surucua	"	0.222037	0.265247	"	0.17725	0.17381	"	0.1293	0.4167
Vila do Amorim	"	0.966775	0.278487	"	0.29266	0.18056	"	0.6305	0.4321
Pindobal	"	0.043829	0.288929	"	-0.12247	0.18935	"	0.0364	0.4574
Alter do Chão	"	-0.076274	0.346409	"	0.06302	0.18895	"	0.826	0.4569
Ponta de Pedra	"	0.355247	0.26654	"	0.01398	0.17213	"	0.4683	0.4127
Enchente	<b>0.99</b>	-0.107591	0.042438	<b>0.91</b>	-	0.0053128	<b>0.93</b>	-0.1057171	0.0510508
Cheia	"	-0.175592	0.045029	"	-0.09451	0.0322181	"	-0.1625983	0.0541828
Vazante	"	-0.058487	0.042121	"	-	0.0257683	"	-0.0266219	0.0507324
Lago	<b>1</b>	-0.213736	0.043307	<b>0.96</b>	-	0.0896608	0.56	-0.0362205	0.0519173
Igarapé	"	-0.098257	0.068799	"	-	0.0488522	"	-0.0581038	0.0823346
Outro habitat	"	0.035985	0.188727	"	-	0.3097161	"	0.5155133	0.2274691
Misto	"	-0.012336	0.072332	"	-	0.0737556	"	0.0921488	0.0870654
Tarrafa	<b>1</b>	0.099798	0.096282	<b>1</b>	0.1785133	0.0686844	<b>1</b>	0.1344443	0.1156545
Rede de espera	"	-0.209124	0.07919	"	0.0422168	0.0566687	"	-0.1117469	0.0956171
Anzol e linha	"	-0.186314	0.083468	"	-0.046533	0.0596886	"	-0.0243666	0.100631
Espinhel	"	0.290778	0.121115	"	0.0013516	0.086657	"	0.5300163	0.1452597
Misto	"	0.084457	0.09257	"	0.1164645	0.066226	"	0.1524836	0.1121556
RESEX	0.5	0.2943	0.1709	<b>0.93</b>	0.1350524	0.081225	0.35	0.2645288	0.1596683
APA	"	0.2647	0.1933	"	-	0.1733025	"	0.1093175	0.1886403
Idade	0.28	-0.001231	0.005723	0.27	-	0.0001176	0.27	0.0001729	0.0060384

Variáveis categóricas iniciadas em 0 representam a categoria de referência

**Tabela 3** Sumário do ranking de modelos usando Critério de Informação de Akaike (AIC) para testar as variáveis que afetam a biomassa de peixes capturados no Baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira.

Ranking do modelo	Atividade	Comunidade	Época	Habitat	Petrecho	UC	Idade	AIC	$\Delta i$	$w_i$
1	✓	✓	✓	✓	✓			3384.8	0.0	0.36
2	✓	✓	✓	✓	✓	✓		3384.8	0.0	0.36
3	✓	✓	✓	✓	✓		✓	3386.8	1.95	0.14
4	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	3386.8	1.95	0.14

**Tabela 4** Sumário do ranking de modelos usando Critério de Informação de Akaike para testar as variáveis que afetam a captura por unidade de esforço (CPUE) obtida nos desembarques realizados no Baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira.

Ran- king	Atividade	Comunidade	Época	Hábitat	Petrecho	UC	Idade	AIC	$\Delta i$	$w_i$
1			✓	✓	✓	✓		2195.8	0	0.39
2	✓		✓	✓	✓	✓		2196.1	0.23	0.34
3			✓	✓	✓	✓	✓	2197.8	1.99	0.14
4	✓		✓	✓	✓	✓	✓	2198	2.19	0.13

**Tabela 5** Sumário do ranking de modelos usando Critério de Informação de Akaike para testar as variáveis que afetam o rendimento potencial obtido nos desembarques realizados no Baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira.

Ran- king	Atividade	Comuni- dade	Época	Hábitat	Petrecho	UC	Idade	AIC	$\Delta i$	$w_i$
1	✓		✓	✓	✓			4035.5	0	0.26
2	✓		✓		✓			4035.8	0.35	0.22
3	✓		✓	✓	✓	✓		4036.7	1.21	0.14
4	✓		✓		✓	✓		4037.2	1.78	0.11
5	✓		✓	✓	✓		✓	4037.5	2	0.1
6	✓		✓		✓		✓	4037.8	2.34	0.08
7	✓		✓	✓	✓	✓	✓	4038.7	3.21	0.05
8	✓		✓		✓	✓	✓	4039.2	3.78	0.04

## Discussão

Modelos estatísticos foram gerados para determinar os efeitos de escala sobre os desembarques realizados no Rio Tapajós (biomassa de peixes capturados, CPUE e rendimento econômico obtido) em função de variáveis de manejo (UC e comunidade), de comportamento e de variáveis ambientais. Os resultados demonstraram que tanto as variáveis relacionadas ao manejo, quanto as variáveis relacionadas ao comportamento e as características ambientais são importantes para a biomassa de peixes capturados e a CPUE obtidas nos desembarques realizados. As variáveis que são importantes para determinar o rendimento econômico potencial estão relacionadas ao comportamento do pescador e às características ambientais, sem influência de variáveis relacionadas ao manejo. As variáveis de escala individual, relacionadas ao comportamento dos pescadores, têm importância para determinar as três variáveis resposta, juntamente com as variáveis ambientais época e habitat. Já as variáveis de manejo indicam uma importância de efeito sobre a biomassa de peixes capturada e CPUE obtida.

O fator mais importante ao nível de comportamento que influenciou a biomassa capturada, a CPUE e o rendimento econômico foi o uso de petrechos. Isso está de acordo com outros estudos que mostram que o comportamento e o conhecimento do pescador estão ligados à escolha do petrecho e do ambiente de pesca, os quais influenciam a quantidade de peixes capturados, o rendimento econômico e os impactos relacionados à pesca (Wiyono *et al.*, 2006; Silvano *et al.*, 2008; Mesquita & Isaac-Nahum, 2015; Silvano *et al.*, 2016). O uso dos petrechos na Amazônia costuma variar sazonalmente e localmente, sendo dependente das condições hidrológicas (Batista *et al.*, 1998; Halls & Welcomme, 2004; Mesquita & Isaac-Nahum, 2015;). O ciclo hidrológico interfere no ciclo de vida de vários organismos aquáticos e nos padrões de distribuição e abundância de peixes (Junk *et al.*, 1989; Ropke *et al.*, 2016). A produtividade pesqueira varia de acordo com o nível da água, influenciando, portanto, nos padrões de decisão dos pescadores sobre a pesca (Cerdeira *et al.*, 2000; Cetra & Petreire, 2001; MacCord *et al.*, 2007). A época (ciclo hidrológico) em que os desembarques no Tapajós ocorreram apresentou-se como fator que influenciou a biomassa de peixes capturada, a CPUE e o rendimento econômico. Da mesma forma, o habitat em que os desembarques ocorreram também influenciou a biomassa de peixes capturados e a CPUE. A avaliação dos pescadores quanto à captura de

peixes decorre de fatores como a mobilidade da presa e sua densidade, a partir dos quais os pescadores estimam os locais de pesca, que costumam ser usados para captura de determinadas espécies de interesse (Begossi 2004; Begossi *et al.*, 2009). A escolha do hábitat a ser explorado está ligada ao comportamento de decisão do pescador na escolha de locais que maximizam o retorno da pesca (Thomas, 2007; Lopes & Begossi, 2011; Oliveira & Begossi, 2011). O uso de diferentes técnicas e sua alternância em relação à época e ao hábitat acabam por diversificar as espécies de peixes capturadas, como observado em outros rios tropicais, e conseqüentemente podem contribuir na distribuição do esforço pesqueiro entre mais espécies de peixes, diminuindo a pressão pesqueira (Silvano & Begossi, 2001; MacCord *et al.*, 2007; Hallwass *et al.*, 2011; Hallwass & Silvano, 2016) e, dessa forma, manejar o comportamento do pescador implica o manejo dos recursos pesqueiros.

As atividades econômicas desempenhadas pelo pescador foi outro fator na escala do comportamento que teve alta importância relativa na biomassa de peixes capturada e no rendimento potencial obtidos nos desembarques. O coeficiente de estimativa negativo para a atividade econômica desempenhada (Tabela 2) indica que ter outra atividade além da pesca impacta negativamente a biomassa capturada e o rendimento potencial obtido (Figura 2). Uma vez que a biomassa pode ser considerada um medidor da pressão pesqueira, a influência de ter outra atividade além da pesca indica que a pressão sobre os recursos pesqueiros na região do Tapajós é atenuada com o incremento de outras ocupações que proveem o sustento das comunidades, possivelmente ajudando na manutenção dos estoques pesqueiros (Garcia & Cochrane, 2005). O impacto negativo de ter outra atividade além da pesca sobre o rendimento pode estar associado ao menor tempo despendido na obtenção de espécies comercialmente mais rentáveis, visto que devido ao tipo de embarcação (geralmente canoa a remo ou de pequenos motores), a limitada quantidade de petrecho e o pouco espaço para armazenagem de gelo, não permitem a exploração de uma grande área ou dedicação de muito tempo na atividade (Bayley & Petreere, 1989; Batista *et al.*, 1998;; Castello *et al.*, 2013). Dessa forma, a pesca para aqueles que realizam outra atividade pode ter um caráter de obtenção de proteína animal e subsistência, enquanto outras atividades produtivas são utilizadas como fonte principal de renda (McGrath *et al.*, 2008). Para McGrath e colaboradores 2005, os pescadores artesanais tendem a exigir pouco da atividade pesqueira, porque uma vez atendidas suas necessida-

des básicas, eles costumam dedicar o tempo disponível a outras atividades como agricultura, pecuária, extração e outras atividades domésticas. Portanto, a diversificação das atividades econômicas pode ajudar na manutenção dos recursos pesqueiros, diminuindo a dependência direta da pesca. No entanto, se essas outras atividades forem limitadas, a pesca pode se intensificar para suprir as necessidades econômicas e alimentares das populações locais.

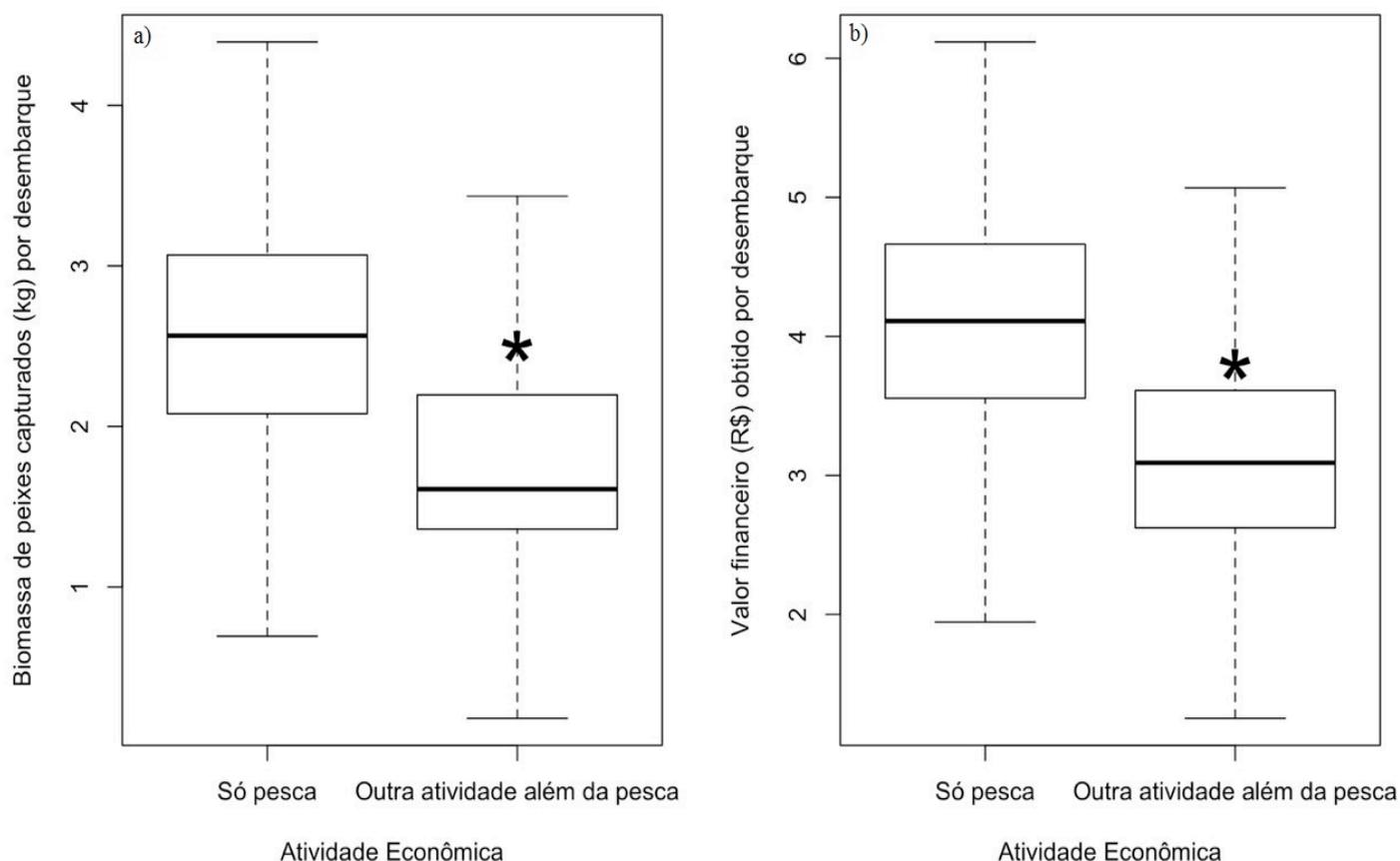


Figura 2. Comparação entre as atividades econômicas desempenhadas pelos pescadores entrevistados no Baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira: a) biomassa de peixes capturados (kg) por desembarque; b) Valor financeiro (rendimento econômico potencial) obtido em cada desembarque realizado nas 11 comunidades do Baixo Rio Tapajós. Mediana (linha central do boxplot), linhas verticais representam o valor máximo e o mínimo e as linhas limites do boxplot são os quartis (25% e 75%). Asteriscos indicam alto valor de importância de acordo com a média ponderada dos modelos.

Desse modo, entender o comportamento do pescador e os padrões que governam a tomada de decisão localmente é de fundamental importância para o desenvolvimento de políticas de manejo adequadas à conservação da pesca de pequena escala (Opaluch & Bockstael, 1984). Outros estudos mostram que o comportamento dos pescadores artesanais é influenciado por restrições econômicas e oportunidades, bem como, fatores ambientais (Lopes & Begossi, 2011; Oliveira & Begossi, 2011). Os indivíduos procuram maximizar seu retorno a partir de fatores ambientais, alternando as técnicas empregadas (pechecos empregados) e praticando outras atividades econômicas de acordo com a variabilidade da produtividade da pesca (Bené & Tewfik, 2001; Castro, 2002). Sendo assim, o uso de pechecos e as atividades econômicas desempenhadas devem ser incluídos em planos de manejo, observando-se as características ambientais locais de época e hábitat, a fim de melhorar o cumprimento das regulações propostas, uma vez que esses fatores comportamentais afetam o esforço pesqueiro (Fulton *et al.*, 2011).

Ao nível de escala espacial de manejo mais ampla, os resultados confirmam a importância da UC para a CPUE obtida nos desembarques (Tabela 2 e Figura 3). Keppeler e colaboradores (2016) demonstraram que a captura por unidade de esforço dos desembarques realizados no rio Tapajós é maior nas UC's com mais restrições e regras de manejo (FLONA e RESEX), do que na APA, cuja regras são menos restritivas e mais brandas, por não apresentar plano de manejo definindo. O padrão de seletividade encontrado na Amazônia brasileira por Hallwass & Silvano (2016) mostrou que a maioria das espécies capturadas na região amazônica correspondem a espécies migradoras como *Colossoma macropomum* e *Semaprochilodus spp.*, assim sendo, regras de manejo de larga escala, como as regras de UC's, podem limitar o esforço pesqueiro numa área geograficamente maior, permitindo a manutenção dos estoques pesqueiros e contribuindo para manutenção de espécies exploradas que fazem longas migrações (Magnuson-Ford *et al.*, 2009). Ao nível de escala espacial de manejo mais refinada, a comunidade teve importância sobre a biomassa de peixes capturados (Tabela 2 e Figura 4). O manejo em nível de comunidade na Amazônia é basicamente desenvolvido em lagos que são explorados e controlados pelas comunidades locais adjacentes a esse ambiente (McGrath *et al.*, 2005). Lagos foram o segundo hábitat com mais desembarques no rio Tapajós, correspondendo a 21% das pescarias realizadas e, desse modo, a importância observada da comunidade sobre a biomassa, pode estar ligada a uma possível influência do manejo desses ambientes

sobre a biomassa de peixes capturados, embora nenhum padrão evidente das comunidades sobre a biomassa capturada tenha sido observado (Figura 4). Isso vai ao encontro de outros estudos que evidenciaram que o co-manejo em rios Amazônicos e em outros rios pode aumentar a produção pesqueira, a abundância de espécies e apresentar uma maior biomassa de peixes, quando comparado a lagos sem manejo (Castilla & Defeo, 2001; McClanahan *et al.*, 2006; Maccord *et al.*, 2007; Almeida *et al.*, 2009; Silvano *et al.*, 2009; Campbell *et al.*, 2012; Silvano *et al.*, 2014).

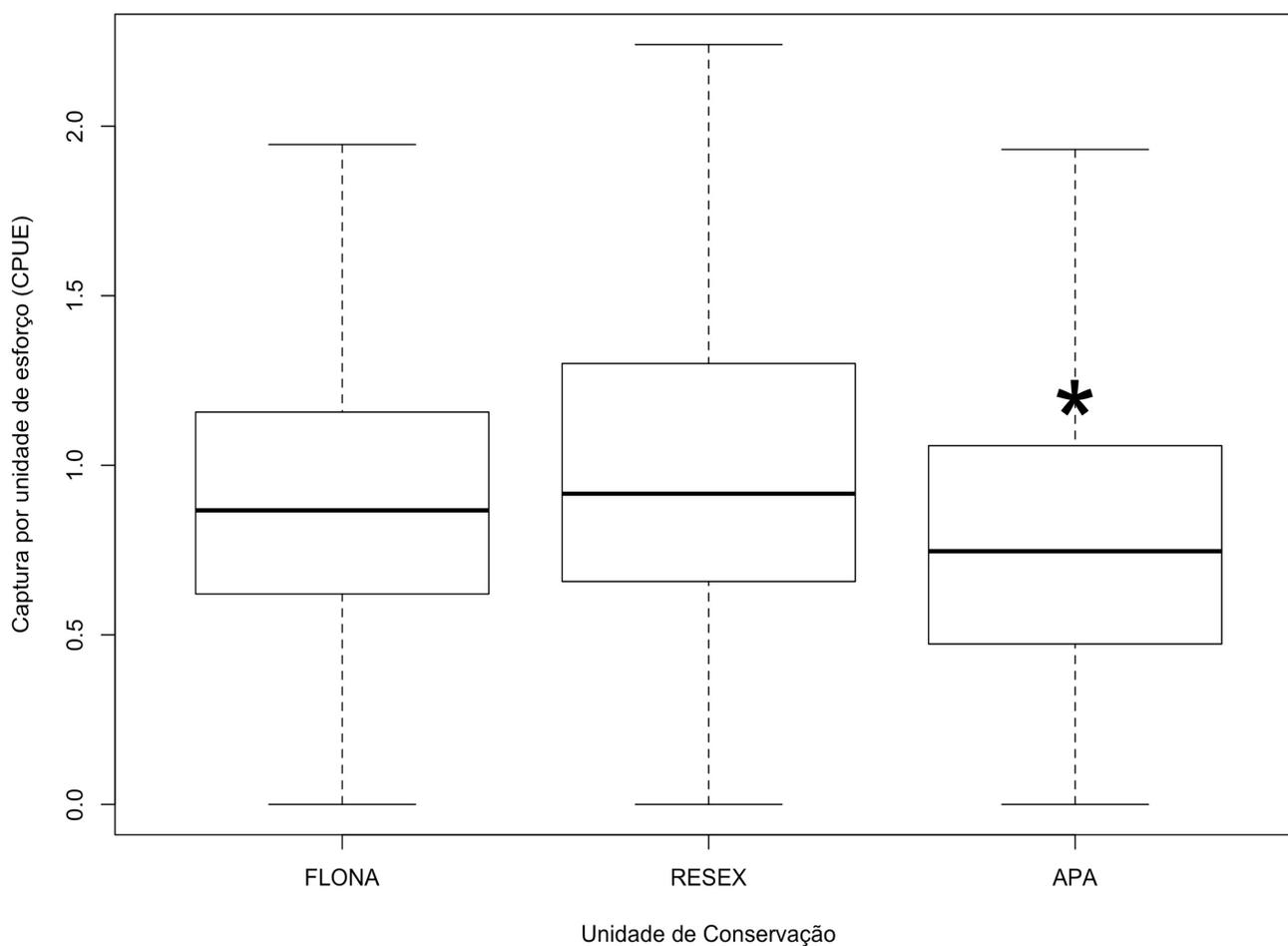


Figura 3. Comparação da produtividade ( $\text{kg} \cdot \text{pescador}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$ , CPUE) dos desembarques realizados nas três Unidades de Conservação localizadas na região do Baixo Tapajós, Amazônia brasileira: Floresta Nacional do Tapajós (FLONA), Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns (RESEX) e Área de Proteção Ambiental de Alter do Chão (APA). Mediana (linha central do boxplot), linhas verticais representam o valor máximo e o mínimo e as linhas limites do boxplot são os quartis (25% e 75%). Asteriscos indicam alto valor de importância de acordo com a média ponderada dos modelos.

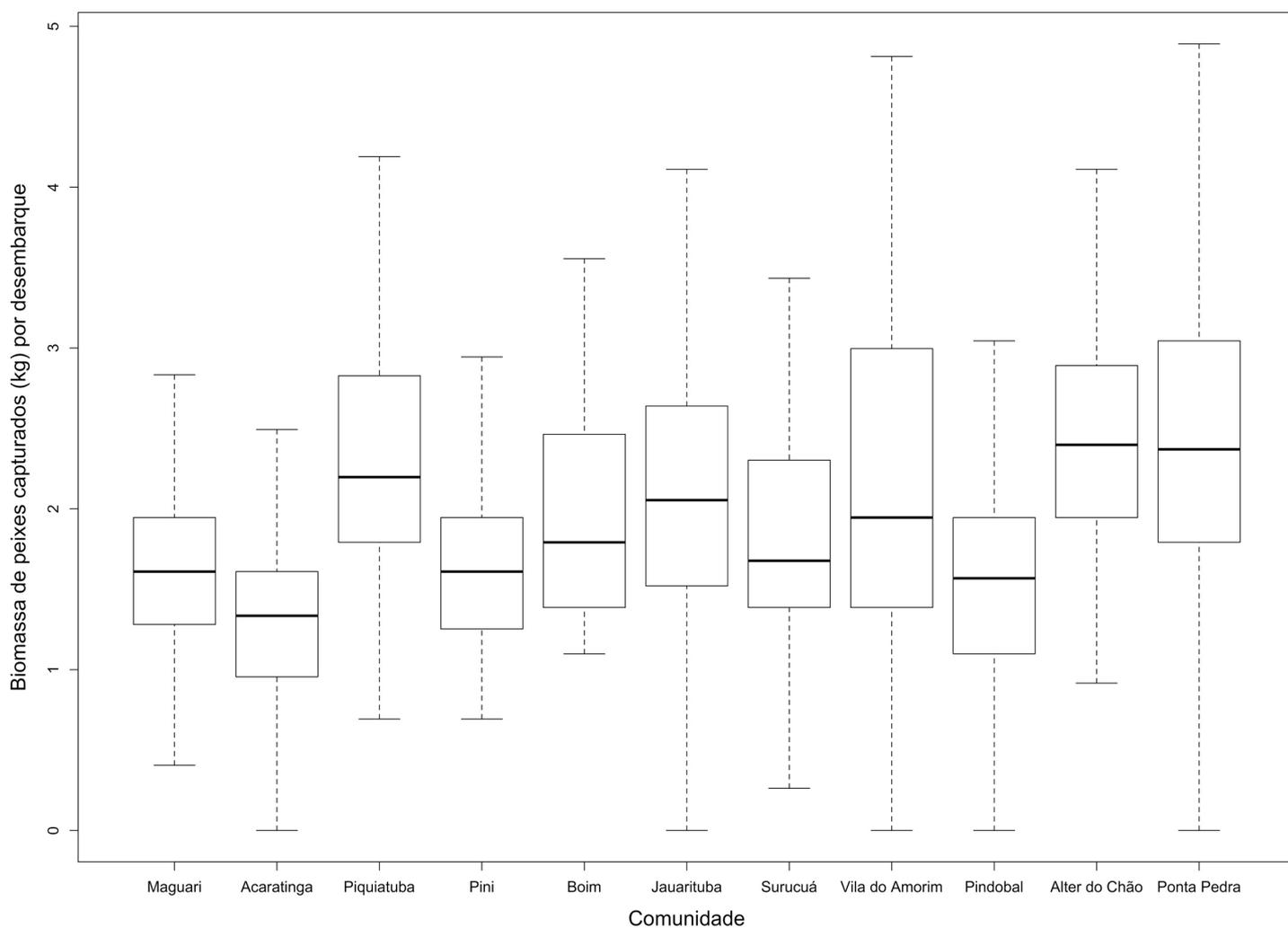


Figura 4. Comparação da biomassa de peixes capturados (kg) por desembarque nas 11 comunidades estudadas na região do Baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira. Mediana (linha central do boxplot), linhas verticais representam o valor máximo e o mínimo e as linhas limites do boxplot são os quartis (25% e 75%).

Assim, a escolha da escala espacial de manejo varia conforme o resultado de desembarque que se pretende manejar. Se o foco do manejo for controlar a pressão pesqueira e a produção pesqueira, as regras de manejo relacionadas ao nível espacial de comunidade devem ser consideradas para controlar a biomassa capturada. Se o objetivo é controlar o esforço empregado na obtenção do pescado, o foco deve ser voltado para nível de escala espacial de manejo correspondente à UC. No entanto, se o foco for o rendimento potencial que se poderia obter, somente variáveis espaciais ligadas ao nível de comportamento devem ser levadas em consideração. Porém, mesmo que escalas de manejo de UC e comunidade influenciem os resultados do desembarque, as variáveis comportamentais também devem ser consideradas em políticas de manejo, incorporando-se também as características ambientais associadas, como a época e o local onde os desembarques foram realizados.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O propósito do estudo é contribuir para a compreensão da importância relativa das variáveis associadas às escalas espaciais de manejo e dos fatores ambientais sobre a biomassa, a CPUE e o rendimento potencial dos desembarques realizados no rio Tapajós. A escala espacial ao nível de comunidade e ao nível individual de comportamento foram os fatores que tiveram importância sobre a biomassa de peixes capturados juntamente com os fatores ambientais. A escala espacial ao nível de UC e ao nível individual tiveram importância sobre a CPUE obtida, também juntamente com fatores ambientais. A escala espacial ao nível individual e os fatores ambientais tiveram importância sobre o rendimento potencial esperado. Dessa forma, a compreensão da influência da escala permite maximizar os esforços do manejo ao determinar a importância das variáveis que influenciam o resultado da pesca. As estratégias de manejo, portanto, devem ser voltadas para a escala individual, considerando o comportamento do pescador associado aos fatores ambientais que o influenciam.

As escalas espaciais ao nível de manejo comunitário devem ser consideradas quando o foco do manejo for sobre a biomassa dos peixes capturadas. Já quando o foco de manejo for sobre a captura por unidade de esforço, a escala espacial de UC deve ser considerada. Porém, tanto na escala de comunidade, como na de UC, deve-se considerar os fatores associados à escala individual. Portanto, as recomendações a cerca das regras de manejo, apreendidas a partir das estratégias de manejo de pesca presentes no Rio Tapajós, consistem na implementação de regras ligadas ao comportamento do pescador, uma vez que as escolhas feitas pelo pescador afetam diretamente a pesca e consequentemente a quantidade recursos disponíveis.

## Referências Bibliográficas

- Allan, J. D., Abell, R., Hogan, Z., Revenga, C., Taylor, B. W., Welcomme, R. L., & Winemiller, K. (2005). Overfishing of Inland Waters. *Bioscience*, 55(12), 1041–1051.
- Almeida, O. T., Lorenzen, K., & McGrath, D. G. (2009). Fishing agreements in the lower Amazon: For gain and restraint. *Fisheries Management and Ecology*, 16(1), 61–67.
- Andrade, G. S. M., & Rhodes, J. R. (2012). Protected areas and local communities: An inevitable partnership toward successful conservation strategies. *Ecology and Society*, 17(4)
- Anticamara, J. A., Watson, R., Gelchu, A., & Pauly, D. (2011). Global fishing effort (1950-2010): Trends, gaps, and implications. *Fisheries Research*, 107(1–3), 131–136.
- Bartoń, K. (2016). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.15.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Batista, V.S., Inhamuns, A.J., Freitas, C.E.C. & Freire-Brasil, D. 1998. Characterization of the fishery in river communities in the low-Solimões / high-Amazon region. *Fisheries Management and Ecology* 5: 419–435.
- Bayley, P. B., & Petrere, M. (1989). Amazon fisheries: assessment methods, current status and management points. In Dodge DP (Ed.), Proceedings of the international large river symposium (pp. 385-398). *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106.
- Beard, T. D., Arlinghaus, R., Cooke, S. J., McIntyre, P. B., De Silva, S., Bartley, D., & Cowx, I. G. (2011). Ecosystem approach to inland fisheries: research needs and implementation strategies. *Biology Letters*, 7(4), 481–483.
- Begossi, A. (2010). Small-scale fisheries in Latin America : Management Models and Challenges, 9(2), 7–31
- Begossi, A., (2004). Áreas, pontos de pesca, pesqueiros e territórios na pesca artesanal. In BEGOSSI, A. Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia. São Paulo: Hucitec. p. 89-148.
- Begossi, A., Clauzet, M., Hanazaki, N., Lopes, P. F., & Ramires, M. (2006). Fishers' Decision Making , Optimal Foraging and Management. *Human Ecology*, 18–21
- Béné, C. & Tewfik, C. (2001). Fishing effort allocation and fishermen's decision making process in a multi-species small-scale fishery: analysis of the conch and lobster fishery in Turks and Caicos Islands. *Human Ecology* 29, 157–185.
- Bené, C., Steel, E., Luadia, B.K. & Gordon, A. (2009). Fish as the “bank in the water”- Evidence from chronic-poor communities in Congo. *Food Policy* 34, 108-118.
- Borrini-Feyerabend, G., Pimbert, M., Farvar, M. T., Kothari, A. & Renard, Y. (2004) Sharing Power: Learning by Doing in Co-Management of Natural Resources Throughout the World (IIED and IUCN/CEESP/CMWG)
- Burnham, K. P. & D. R. Anderson. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Campbell SJ, Cinner J, Ardiwijaya RL, Pardede S, Kartawijaya T, Mukmunin A, Herdiana Y, Hoey AS, Pratchett MS, Baird AH. 2012. Avoiding conflicts and protecting coral reefs: customary management benefits marine habitats and fish biomass. *Oryx* 46:486–94.
- Castello, L., Arantes, C. C., Mcgrath, D. G., Stewart, D. J., & De Sousa, F. S. (2015). Understanding fishing-induced extinctions in the Amazon. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 25(5), 447–458.
- Castello, L., Castello, J. P., & Hall, C. a. S. (2007). Problemas en el estudio y manejo de

- pesqueiras tropicais. *Gaceta Ecológica Número Especial*, 84–85, 65–73.
- Castello, L., McGrath, D. G., & Beck, P. S. A. (2011). Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research*, 110(2), 356–364.
- Castello, L., McGrath, D. G., Arantes, C. C., & Almeida, O. T. (2013). Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. *Marine Policy*, 38, 557–565.
- Castello, L., Viana, J. P., Watkins, G., Pinedo-Vasquez, M., & Luzadis, V. A. (2009). Lessons from integrating fishers of arapaima in small-scale fisheries management at the mamirauá reserve, amazon. *Environmental Management*, 43(2), 197–209.
- Castilla JC, Defeo O. (2001) Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Rev Fish Biol Fish* 11:1–30.
- Castro, F. (2000). From myths to rules: the evolution of local management in the Amazon floodplain. *Environment and History* 8, 197–216.
- Castro, F. and McGrath, D.G., (2003). Moving toward sustainability in the local management of floodplain lake fisheries in the Brazilian Amazon. *Human organization*, 62, 123–133
- Castro, F. de (2004). Níveis de Decisão e o Manejo dos Recursos Pesqueiros. In: A. Begossi, (Ed). *Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia*. Editora Hucitec, São Paulo, Brazil, 255-284.
- Cerdeira, R.G.P., Ruffino, M.L. & Isaac, V. J. (2000). Fish catches among riverside communities around Lago Grande de Monte Alegre, lower Amazon, Brazil. *Fisheries Management and Ecology* 7, 355-374.
- Cetra, M., & Petrere, M. (2001). Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 8(2), 153–162.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Preikshot, D., & Pauly, D. (2006). A Public Sentiment Index for Ecosystem Management. *Ecosystems*, 9(3), 463–473.
- Cowx, I.G. (2002) Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future* (eds M.C. Pereira, I.G. Cowx & M. Coelho), pp. 201–220. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford, UK.
- Defeo, O. & Castilla, J. C. (2005). More than one bag for the world fishery crisis and keys for co-management successes in selected artisanal Latin American shellfisheries *Rev. Fish Biol. Fish.* 15, 265–283
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–82.
- Espírito-Santo, F. B., Shimabukuro, Y. E., Aragão, L. E.O.C. de; Machado, E. L.M. (2005). “Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com o apoio geográfico de imagens de satélites”. In: *Acta Amazonica*, v.35, n°2. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, pp. 155-173.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2014. The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome.
- Ferraro, P. J., Hanauer, M. M. & Sims, K. R. E. (2011). Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* 108, 13913–13918.
- Freitas, C. E. C. & Rivas, A. A. F. (2006). A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia Ocidental. *Cienc. Cult.* 58 (3) 30-32.

- Garcia, S. M. & Cochrane, K. L. (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *Journal of Marine Science* 62, 311-318.
- Goulding, M., Barthem, R.; Ferreira, E. J.G. (2003). The Smithsonian Atlas of the Amazon. Washington, D.C., Smithsonian Books.
- Halls, A.S., Welcomme, R.L., (2004). Dynamics of river fish populations in response to hydrological conditions: a simulation study. *River Res. Appl.* 20, 985–1000
- Hallwass, G. (2015). Etnoecologia e pesca: influência de unidades de conservação aplicação do conhecimento ecológico local de pescadores no manejo e conservação dos recursos pesqueiros no baixo Rio Tapajós, Amazônia brasileira. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Hallwass, G., & Silvano, R. A. M. (2016). Patterns of selectiveness in the Amazonian freshwater fisheries: implications for management. *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(9), 1537–1559.
- Hallwass, G., Lopes, P. F. M., Juras, A. A., & Silvano, R. A. M. (2013). Behavioral and environmental influences on fishing rewards and the outcomes of alternative management scenarios for large tropical rivers. *Journal of Environmental Management*, 128, 274–282.
- Hallwass, G., Lopes, P. F., Juras, A. A., & Silvano, R. A. M. (2011). Fishing effort and catch composition of Urban market and rural villages in Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 47(2), 188–200.
- Hardin, G. 1968. The Tragedy of Commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Herbert, M. E., Mcintyre, P. B., Doran, P. J., Allan, J. D. & Abell, R., 2010. Terrestrial reserve networks do not adequately represent aquatic ecosystems. *Conservation Biology*, 24(4): 1002–1011.
- Hilborn, R. (2007). Defining success in fisheries and conflicts in objectives. *Marine Policy*, 31(2), 153–158
- Isaac, V. J., & Barthem, R. B. (1995). Os recursos pesqueiros da Amazônia brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Antropologia*, 11(2), 295-339
- Jackson, R. B., Carpenter, S. R., Dahm, C. N., Mcknight, D. M., Naiman, R. J., Postel, S. L., Running, S. W. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications* 11, 1027–1045.
- Jentoft, S., 2003. Co-management – the way forward. In Wilson, D. C., J. R. Nielsen & P. Degnbol (eds), *The Fisheries Co-management Experience: Accomplishments, Challenges and Prospects*, Fish and Fisheries Series 26. Kluwer Academic Pub., Dordrecht, 1–13.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river – floodplain systems. Special Publication of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 10–127
- Keppeler, F. W., Hallwass, G., & Silvano, R. A. M. (2016). Influence of protected areas on fish assemblages and fisheries in a large tropical river. *Oryx*, 1–12.
- Kura, Y., Revenga, C., Hoshino, E., & Mock, G. (2004). *Fishing for Answers Making Sense of the Global Fish Crisis. World.*
- Lopes, P. F.M. , Silvano, R. A.M. & Begossi, A. (2011): Extractive and Sustainable Development Reserves in Brazil: resilient alternatives to fisheries?, *Journal of Environmental Planning and Management*, 54:4, 421-443
- Lopes, P. F. M., & Begossi, A. (2011). Decision-making processes by small-scale fishermen on the southeast coast of Brazil, 1–11.
- Lorenzen, K., Garaway, C.J., Chamsingh, B. & Warren, T.J. 1998. Effects of access restrictions and stocking on small water body fisheries in Laos. *Journal of Fish Biology* 53(Suppl. A): 345–357.

- Maccord, P. F. L., Silvano, R. A. M., Ramires, M. S., Clauzet, M., & Begossi, A. (2007). Dynamics of artisanal fisheries in two Brazilian Amazonian reserves: Implications to co-management. *Hydrobiologia*, 583(1), 365–376.
- Magnuson-Ford, K., T. Ingram, D.W. Redding, & A. Mooers. 2009. Rockfish (Sebastes) that are Evolutionarily Isolated are also Large, Morphologically Distinctive and Vulnerable to Overfishing. *Biological Conservation* 142: 1787\_1796.
- Mahon, R., McConney, P., & Roy, R. N. (2008). Governing fisheries as complex adaptive systems. *Marine Policy*, 32(1), 104–112.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134–153.
- McClanahan TR, Verheij E, Maina J. 2006. Comparing the management effectiveness of a marine park and a multiple-use collaborative fisheries management area in East Africa. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 16:1465–71
- McGrath, D. G., Almeida, O. T., Crossa, M., Cardoso, A., & Cunha, M. (2005). Working towards community-based ecosystem management of the Lower Amazon floodplain. *PLEC News and views*, 6, 3-10.
- McGrath, D., Castro, F. de, Câmara, E., & Fudemma, C. (2008). Manejo comunitário de lagos de várzea e o desenvolvimento sustentável da pesca na Amazônia. *Novos Cadernos NAEA*, 1(2).
- Mesquita, E., & Isaac-Nahum, V. (2015). Traditional knowledge and artisanal fishing technology on the Xingu River in Pará, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3s1), 138–157.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B. & Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 219–252 .
- Oliveira, C. & Begossi, A. (2011). Last Trip Return Rate Influence Patch Choice Decisions of Small-Scale Shrimp Trawlers : Optimal Foraging in São Francisco, Coastal Brazil, 323–332.
- Oliveira, C. De, & Begossi, A. (2011). Last Trip Return Rate Influence Patch Choice Decisions of Small-Scale Shrimp Trawlers : Optimal Foraging in São Francisco , Coastal Brazil, 323–332.
- Opaluch, J.J. & Bockstael, N.E. (1984) Behavioral modeling and fisheries management. *Marine Resource Economics* 1, 105–115.
- Oviedo, A. F., Bursztyn, M., & Drummond, J. A. (2015). Now under new administration: Fishing agreements in the Brazilian Amazon floodplains. *Ambiente E Sociedade*, 18(4), 113–132.
- Pauly, D. (1990). On Malthusian Overfishing, *13*(1), 3–4.
- Pauly, D., (1997). Small-scale fisheries in the tropics: marginality, marginalization and some implication for fisheries management. In: Pikitch, E.K., Huppert, D.D., Sissenwine, M.P.s (Eds.), *Global Trends: Fisheries Management*. American Fisheries Society Symposium. Bethesda, Maryland, pp. 40–49
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, Froese, J.R., Tores, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 278: 860–863.
- Petere, M. (1978) Pesca e esforço de pesca no Estado do Amazonas. I. Esforço e captura por unidade de esforço. *Acta Amazonica* 8, 439–454.
- Prince, J. D. (2003). The barefoot ecologist goes fishing. *Fish and Fisheries*, 4(4), 359–371
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundations for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

- Roberts, C. M., Hawkins, J.P. 1999. Extinction risk in the sea, *Trends in Ecology & Evolution* 14, 241-246.
- Roberts, C. M., Hawkins, J.P., Gell, F.R., 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Phil Trans. R. Soc. B.* 360, 123-132.
- Ruddle, K. (1998). The context of policy design for existing community-based fisheries management systems in the Pacific Islands. *Ocean & Coastal Management*, 40(August), 105–126.
- Salas, S., & Gaertner, D. (2004). The behavioural dynamics of shers: management implications. *Fish Fisheries*, 5, 153–167.
- Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J. C., & Charles, A. (2007). Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research*, 87(1), 5–16.
- Schindler, D.E., Kitchell, J.F. & Ogutu-Ohwayo, R. 1998. Ecological consequences of alternative gill net fisheries for Nile perch in Lake Victoria. *Conservation Biology* 12: 56–64.
- Scoles, R. (2016). Caracterização ambiental da Bacia do Tapajós. In: Alarcon, D.F. *et al.* (Ed.). *Oceani: hidrelétricas, conflitos socioambientais e resistência na Bacia do Tapajós*. 29-42.
- Silvano, R. A. M., & Begossi, A. (2001). Seasonal dynamics of fishery at the Piracicaba River (Brazil). *Fisheries Research*, 51(1), 69–86.
- Silvano, R. A. M., Hallwass, G., Juras, A. A., & Lopes, P. F. M. (2016). Assessment of efficiency and impacts of gillnets on fish conservation in a tropical freshwater fishery. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, (March).
- Silvano, R. A. M., Hallwass, G., Lopes, P. F., Ribeiro, A. R., Lima, R. P., Hasenack, H., Begossi, A. (2014). Co-management and spatial features contribute to secure fish abundance and fishing yields in tropical floodplain lakes. *Ecosystems*, 17(2), 271–285.
- Silvano, R. A. M., Ramires, M., & Zuanon, J. (2009). Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(1), 156–166.
- Silvano, R., 2004. Pesca artesanal e etnoictiologia. In: Begossi, A. *Ecologia de pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia*. São Paulo: Hucitec, p. 187-222.
- Silvano, R.A.M., Silva, A.L, Cerone, M., Begossi, A. (2008). Contributions of ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 241–260
- Thomas, F. (2007). The behavioral ecology of shellfish gathering in Western Kiribati, Micronesia: patch choice, patch sampling, and risk. *Human Ecology* 35, 515–526.
- Welcomme, R. L. (2011). An overview of global catch statistics for inland fish. *ICES Journal of Marine Science*, 68(8), 1751–1756.
- Welcomme, R.L. (2001). *Inland fisheries: ecology and management*. FAO of the United Nations.
- Welcomme, R.L., 1999. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fish. Manage. Ecol.* 6, 1–19.
- West, B.T., Welch, K. B., Galecki, A., T. 2007. *Linear Mixed Models: A practical guide using statistical software*. Chapman & Hall, New York.
- Wiyono, E. S., Yamada, S., Tanaka, E., Arimoto, T., & Kitakado, T. (2006). Dynamics of shing gear allocation by shers in small-scale coastal sheries of Pelabuhanratu Bay, Indonesia. *Fisheries Management*, (Nikijuluw 2002), 185–195
- Youn, S. J., Taylor, W. W., Lynch, A. J., Cowx, I. G., Douglas Beard, T., Bartley, D., & Wu, F. (2014). Inland capture fishery contributions to global food security and

threats to their future. *Global Food Security*, 3(3-4), 142-148.