



UFAM

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS**

DIEGO VALENTE PEREIRA

**COMPONENTES DA PAISAGEM E O RENDIMENTO PESQUEIRO NA
VÁRZEA AMAZÔNICA**

MANAUS - AM

2020

DIEGO VALENTE PEREIRA

**COMPONENTES DA PAISAGEM E O RENDIMENTO PESQUEIRO NA
VÁRZEA AMAZÔNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos - CIPET, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração: Ecologia de Recursos Pesqueiros e Ambiente.

Orientador: Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas

Coorientador: Dr. Keid Nolan Silva Sousa

MANAUS - AM

2020

DIEGO VALENTE PEREIRA

**COMPONENTES DA PAISAGEM E O RENDIMENTO PESQUEIRO NA
VÁRZEA AMAZÔNICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos - CIPET, da Universidade Federal do Amazonas - UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração: Ecologia de Recursos Pesqueiros e Ambiente.

Aprovado em 30 de julho de 2020

BANCA EXAMINADORA



Dr. Carlos Edwar de Carvalho Freitas – Presidente
Universidade Federal do Amazonas – UFAM



Dra. Caroline Chaves Arantes – Membro
Michigan State University



Dr. Adriano de Oliveira Vasconcelos – Membro
Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

P436p Pereira, Diego Valente
Componentes da paisagem e o rendimento pesqueiro na várzea amazônica / Diego Valente Pereira. 2020
50 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Carlos Edwar de Carvalho Freitas
Coorientador: Keid Nolan Silva Sousa
Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) -
Universidade Federal do Amazonas.

1. Lagos de várzea. 2. Pesca. 3. Arbustos inundados. 4. Áreas de pesca. I. Freitas, Carlos Edwar de Carvalho. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

Dedico esta dissertação para meus queridos pais Jucileide G. Valente e João Dilnicy A. Pereira.

AGRADECIMENTOS

Sou grato a Deus por toda a proteção e conforto diante de todas as situações.

À minha família. Ao meu pai e minha mãe por todo carinho, confiança e coragem de mudar suas vidas para me conceder a oportunidade de continuar a busca por meus objetivos. Aos meus irmãos por sempre acreditarem em mim e todo o apoio diante de todos os momentos. A minha sobrinha por todos os áudios enfatizando a saudade que me derrubavam e depois transformavam-se em força para continuar. Minha maior conquista é ter meus pais e irmãos como entusiastas de todos os meus sonhos.

Ao meu orientador Dr. Carlos Freitas, referência de profissional de excelência, por todos os ensinamentos, críticas e pareceres sobre o desenvolvimento da dissertação.

Ao meu coorientador Dr. Keid Nolan pela caminhada e amizade desde a graduação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos (PPG-CIPET), docentes e discentes pela oportunidade de crescimento profissional.

A todos os amigos de Santarém, em especial da Ufopa (Annita, Grazi, Luiz Augusto, Josele, Joelson, Diogo, Willian, Leonardo, Lucas, Ângelo, Wildes, Sara, Karine...). Obrigado por todas as contribuições e principalmente pelos incentivos para continuar em frente.

À Annita Feitoza, pela amizade, ensinamentos, inúmeras conversas... por estar sempre presente.

À Damy Caroline, por todos os incentivos, opiniões, discussões, cafés, prévias ... sua amizade é uma grande conquista que obtive em Manaus.

Ao Octávio Matos e a Ana Rebeca pela amizade em Manaus, parceria nos trabalhos científicos, debates e incentivos pessoais.

Ao Marcos Mereles e a Paula Santos pela parceria no período da quarentena.

À Giulia Lopes e ao Jean Abreu pelas conversas visando elucidar principalmente as questões metodológicas da dissertação.

A todos que contribuíram com essa realização profissional e pessoal.

RESUMO

As áreas periodicamente inundadas por rios de água branca representam grande parte das áreas úmidas da Amazônia, sendo um dos principais componentes que sustenta a pesca e outras atividades produtivas da região. Nessas planícies inundáveis, situam-se os lagos de várzea, áreas com elevadas proporções de pescarias e diferentes componentes da paisagem que variam temporalmente de acordo com o pulso de inundação e espacialmente em função de aspectos de uso/ocupação humana e contexto geomórfico. Essas diferenças implicam na existência de um gradiente Leste-Oeste na estrutura e composição dos componentes da paisagem entre as regiões do Baixo Rio Amazonas e do Baixo Rio Solimões na Amazônia Central. Com isso, objetivamos avaliar a relação entre componentes da paisagem e o rendimento pesqueiro em lagos de várzea dessas duas regiões e possíveis padrões resultantes das diferenças de características das áreas de pesca. Quantificamos os dados de componentes da paisagem considerando buffers de 1000 e 2000 m em torno da área aberta do lago no período da seca e correlacionamos com o rendimento pesqueiro da frota comercial dos municípios de Alenquer (Baixo Rio Amazonas) e Manacapuru (Baixo Rio Solimões). Evidenciamos diferenças entre os componentes da paisagem dos lagos de várzea e que tais diferenças dependem da escala e do período sazonal analisado, com predomínio de herbáceas inundadas na porção mais a jusante em ambos os períodos e, arbustos e florestas inundadas a montante em águas altas na maior escala. O fator local foi consistentemente a variável de maior importância relativa ($\Sigma w_i > 0,9$), indicando que a região do Baixo Rio Amazonas possui menor rendimento pesqueiro quando comparado ao Baixo Rio Solimões. Arbustos inundados na menor escala foi o componente da paisagem mais correlacionado a maiores taxas de rendimento pesqueiro independente da região. O aumento observado no rendimento pesqueiro com o aumento da cobertura arbustiva inundada, pode ser reflexo da migração lateral de várias espécies para esses habitats inundados para reprodução, alimentação e / ou refúgio. A diferença no rendimento pesqueiro entre as duas regiões não explicada pela extensão dos componentes da paisagem pode ser resultante do contexto local de exploração dos recursos pesqueiros da região do Baixo Rio Amazonas, que historicamente sofreu elevados esforços pesqueiro sob os lagos de várzea. Destacamos a importância de arbustos inundados mesmo em situações limiars, dando suporte a ideia de que a perda dessa estrutura pode ocasionar a redução do rendimento da pesca por unidade de esforço.

Palavras-chave: Lagos de várzea. Pesca. Arbustos inundados. Áreas de pesca.

ABSTRACT

The areas periodically flooded by white water rivers represent a large part of the humid areas of the Amazon, being one of the main components that sustain fishing and other activities in the region. In these flood plains, there are lowland lakes, areas with high proportions of fisheries and different landscape components that vary in time according to the flood pulse and spatially according to aspects of human use / occupation and geomorphic context. These differences imply the existence of an East-West gradient in the structure and composition of the landscape components between the regions of the Lower Amazonas and the Lower Solimões in the Central Amazon. Here, we aim to evaluate the relationships between landscape components and the fishing yield in floodplain lakes in these two regions and possible patterns resulting from differences in the characteristics of the fishing areas. We quantified landscape components data considering buffers of 1000 and 2000 m around the open area of the lakes during the dry season and correlated it with the fishing yield of the commercial fleet in the municipalities of Alenquer (Baixo Amazonas) and Manacapuru (Baixo Solimões). We found differences between the landscape components of the floodplain lakes and that such differences depend on the scale and the seasonal period analyzed, with a predominance of flooded herbaceous in the further downstream portion in both periods and, flooded shrubs and forests upstream in high waters in the greater scale. The local factor was consistently the variable of greatest relative importance ($\sum w_i > 0.9$), indicating that the region of the Lower Amazonas has lower fishing yields when compared to the Lower Solimões. Shrubs flooded on the smallest scale were the landscape component most correlated with higher fishing yields independent of the region. The observed increase in fishing yield with the increase in flooded shrub cover, may reflect the lateral migration of several species to these flooded habitats for breeding, feeding and / or refuge. The difference in fishing income between the two regions, which is not explained by the extent of the landscape components, may be due to the local context of exploitation of fishing resources in the Lower Amazon region, which has historically undergone high fishing efforts under the floodplain lakes. We highlight the importance of flooded shrubs even in threshold situations, supporting the idea that the loss of this structure can cause a reduction in fishing yield per unit of effort.

Keywords: Floodplain lake. Fishery. Flooded shrubs. Fishing areas.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização das áreas amostrais do estudo nos períodos de águas altas e águas baixas na Amazônia Central. P1 – Polo de desembarque pesqueiro no Baixo Solimões (Manacapuru); P2 – Polo de desembarque pesqueiro no Baixo Amazonas (Alenquer); A- Baixo Solimões no período de águas altas; B – Baixo Solimões no período de águas baixas; C – Baixo Amazonas no período de águas altas; D - Baixo Amazonas no período de águas baixas. 22
- Figura 2. Diferenças no grau de desflorestamento da planície de inundação do rio Solimões-Amazonas. Em amarelo evidencia-se o sentido de desflorestamento de leste para oeste através de dados de 1988 a 2018 do Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES). A, B e C corresponde a perda de cobertura florestal na planície de inundação de 1970 a 2010, também evidenciando a maior degradação da porção ao leste da bacia (as áreas em verde corresponde a floresta remanescente) (RENÓ; NOVO, 2019). 23
- Figura 3. Relação entre a captura e o esforço de pesca dos lagos da região do Baixo Amazonas e Baixo Solimões durante o ano de 2012. 25
- Figura 4. Definição de área para quantificação dos componentes da paisagem. Buffers fixos de 1000 e 2000 m a partir da área aberta do lago. 26
- Figura 5. Diferenças nas áreas de herbáceas aquáticas nos períodos de águas altas e baixas para os dois buffers analisados. BA – Baixo Amazonas; BS – Baixo Solimões; AA1 – águas altas no buffer de 1000 m; AB1 – águas baixas no buffer de 1000 m; AA2 – águas altas no buffer de 2000 m; AB2 – águas baixas no buffer de 2000 m. 30
- Figura 6. Diferenças nas áreas de arbustos inundados e florestas inundadas entre as regiões analisadas no buffer de 2000 m. BA – Baixo Amazonas; BS - Baixo Solimões; AA2 – águas altas no buffer de 2000 m. 31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lagos de várzea usados como unidades amostrais localizados nas regiões do Baixo Amazonas e Baixo Solimões.....	23
Tabela 2. Descrições dos componentes da paisagem analisados segundo Hess et al., 2015.	26
Tabela 3. Estimativas dos parâmetros (β_j), pesos cumulativos dos modelos (Σw_i) e importância relativa (ranking) do fator local e dos componentes da paisagem sobre o rendimento pesqueiro de lagos de várzea através dos modelos lineares generalizados mistos. AA (água aberta); ARB (arbustos inundados); HER (herbáceas inundadas). ...	32

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	12
2.1. VÁRZEA AMAZÔNICA	12
2.2. A PESCA NA AMAZÔNIA	13
2.3. COMPONENTES DA PAISAGEM E O RECURSO PESQUEIRO.....	15
2.4. DEGRADAÇÃO DA ESTRUTURA DO HABITAT DA VÁRZEA AMAZÔNICA.....	17
3. HIPÓTESES	19
4. OBJETIVOS	19
4.1. OBJETIVO GERAL.....	19
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
5. MATERIAL E MÉTODOS	20
5.1. ÁREA DE ESTUDO	20
5.2. COLETA DE DADOS	23
5.2.1. RENDIMENTO PESQUEIRO DOS SISTEMAS DE LAGOS.....	23
5.2.2. COMPONENTES DA PAISAGEM	25
5.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	27
6. RESULTADOS	29
7. DISCUSSÃO	32
REFERÊNCIAS	36
APÊNDICE	43

1. INTRODUÇÃO

As zonas úmidas da planície amazônica compreendem aproximadamente 840.000 km², 14 % da área total da bacia (HESS et al., 2015). Nessa região, destaca-se o sistema Solimões-Amazonas e sua planície de inundação, a várzea amazônica (JUNK, 1997). A várzea é a área periodicamente inundada ao longo do curso dos rios de águas brancas, caracterizando-se pela alta produtividade primária, sendo o principal ambiente que sustenta as atividades produtivas da região (JUNK, 1980; ISAAC; BARTHEM, 1995; GOULDING et al., 2019).

Na Amazônia, em especial nas planícies da várzea, a alta produtividade é explicada por variações do nível da água, que estabelecem períodos alternados de ampla conexão na cheia, com consequente aumento da disponibilidade de habitats, e de isolamento dos corpos d'água, no período da seca (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WANTZEN, 2004). Essas modificações no ambiente aquático resultam em alterações da paisagem, e também, nas complexas relações inter e intraespecíficas existentes na biota aquática (CLARO JR et al., 2004; FREITAS et al., 2014).

A porção mais baixa da várzea Amazônica (várzea baixa), possui dimensões laterais que variam de 20 a 100 km (SAINT-PAUL; BAYLEY, 1979; JUNK, 1980), onde formam-se numerosos lagos, com grande variabilidade de tamanhos, baixa profundidade, diferentes formas e níveis de conexão com o canal principal (SIOLI, 1991; ESTEVES, 1998). Nos lagos, e na área de transição entre estes e a porção mais alta da várzea (várzea alta), há o predomínio de vegetação alagada, incluindo florestas e pradarias de capins flutuantes, funcionando como locais de alimentação, reprodução e refúgio para numerosas espécies de animais aquáticos, incluindo boa parte dos principais peixes de interesse da pesca comercial da região Amazônica (GOULDING, 1980; JUNK, 1997; SIQUEIRA-SOUZA et al., 2016).

A importância da atividade pesqueira para a região Amazônica é datada desde um período anterior a colonização (VERÍSSIMO, 1895), sendo responsável por fornecer a principal fonte de proteína animal para a população, principalmente as que habitam as margens dos rios (ISAAC et al., 2015). A pesca envolve um elevado número de pessoas, tanto direta quanto indiretamente, em relação as demais atividades extrativistas (FURTADO, 1990; SANTOS; SANTOS, 2005; BATISTA et al., 2012). No complexo fluvial Solimões-Amazonas estimou-se, em 2001, que a pesca envolvia diretamente 160 mil pescadores, dos quais 48 mil atuavam na pesca comercial e 112 mil na pesca de subsistência (ALMEIDA et al., 2010).

Ao longo do gradiente longitudinal do rio Solimões-Amazonas há variabilidade de produção pesqueira e das espécies exploradas pela pesca (LOPES et al., 2016), com os lagos de várzea e os canais principais dos rios sendo os ambientes mais explorados (ISAAC; BARTHEM, 1995; BATISTA et al., 2012). Estas variações estão possivelmente relacionadas a variações no contexto social, como a preferência de mercado, e ecológicas, como a heterogeneidade dos componentes da paisagem da várzea, os períodos do pulso de inundação e a ecologia das espécies alvo (eg. espécies migratórias ou sedentárias) (CASTELLO et al., 2013; GOULDING et al., 2019; BARROS et al., 2020).

Dentre os componentes da paisagem dos lagos de várzea da Amazônia destacam-se: floresta inundada, vegetação flutuante e água aberta (WASSMANN; MARTIUS, 1997), sendo que a floresta, os arbustos inundados e a vegetação flutuante tem se mostrados fundamentais para a manutenção das assembleias de peixes, influenciando diversos parâmetros ecológicos (LO et al., 2020). Alguns estudos com pescarias experimentais em lagos de várzea, evidenciaram a importância da floresta e arbustos inundados sobre a riqueza e a abundância de peixes (LOBÓN-CERVIA et al., 2015; FREITAS et al., 2018) e sobre padrões espaciais da biodiversidade. Conseqüentemente, constatou-se que o desmatamento leva a homogeneização espacial das assembleias de peixes, com redução da diversidade funcional (ARANTES et al., 2018, 2019).

Na várzea Amazônica a relação entre parâmetros da pesca comercial e os componentes da paisagem são mais escassos. Constatou-se uma relação positiva entre o rendimento pesqueiro e a área de floresta inundada em sistemas de lagos, evidenciando que o desflorestamento contínuo das planícies de inundação induz o declínio das capturas de peixes (CASTELLO et al., 2017; BARROS et al., 2020). No entanto, até o momento, os efeitos dos componentes da paisagem sobre o rendimento pesqueiro foram observados somente em áreas pontuais, desconsiderando a diferença de gradiente longitudinal da várzea no complexo fluvial Solimões-Amazonas.

Os assentamentos humanos e atividades de desenvolvimento como construção de hidrelétricas, garimpos e desmatamento impactaram e continuam impactando significativamente as zonas ribeirinhas e ecossistemas de várzea (WINKLERPRINS, 2006; CASTELLO; MACEDO, 2016). Entretanto, embora estudos alertem para o processo acelerado de degradação florestal nas regiões orientais da planície de inundação da Amazônia, com grande potencial para esgotar a biodiversidade e os processos ecológicos (RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016), a maioria dos estudos sobre desflorestamento e outras alterações costumam enfatizar

principalmente as áreas de terra firme, omitindo ou subestimando o impacto nas áreas alagadas (RENÓ et al., 2011; RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016).

Apesar de extensas áreas da planície de inundação terem sido desflorestadas durante o século XIX para plantação de cacau, a introdução da juta (*Corchorus capsularis*), a partir de 1930, foi a principal responsável pelo desflorestamento das várzeas (WINKLERPRINS, 2006; RENÓ et al., 2011). Todos os eventos associados resultaram em um aumento gradual no processo de fragmentação da floresta de várzeas das paisagens de leste para oeste do rio Solimões-Amazonas (RENÓ; NOVO, 2019). As claras evidências do processo acelerado de degradação na porção leste são notórias na região do Baixo Amazonas, onde constatou-se que no período da década de 70 até o final dos anos 2000, houve uma redução de aproximadamente três quartos da área florestal, bem como mudanças importantes na estrutura da paisagem que resultaram em um alto grau de fragmentação (RENÓ et al., 2011; RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016).

A necessidade e desafio de entender os fenômenos que ocorrem no espaço é comum em diversas áreas da ciência (MONTEIRO et al., 2004), dentre as quais incluem-se as ciências pesqueiras. A compreensão dos mecanismos através dos quais os componentes da paisagem afetam os recursos pesqueiros, é cada vez mais urgente, particularmente à luz das constantes pressões antropogênicas sobre a estrutura dos habitats de várzea (LO et al., 2020), que derivam diferenças espaciais na integridade de habitat na planície de inundação do Solimões-Amazonas (RENÓ; NOVO, 2019), e possivelmente no declínio da captura por unidade de esforço em regiões menos conservadas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. VÁRZEA AMAZÔNICA

As zonas úmidas da planície amazônica compreendem aproximadamente 840.000 km² (HESS et al., 2015) sendo que os ambientes de água branca representam cerca de 40% dessa área (MELACK; HESS, 2010). As áreas periodicamente inundadas ao longo dos cursos dos rios de água branca, as várzeas, estendem-se dos Andes ao oceano Atlântico acompanhando o canal principal do rio Amazonas e seus grandes afluentes de água branca (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK et al., 2012). Essas planícies de inundação possuem dimensões laterais que podem alcançar até dezenas de quilômetros (HESS et al., 2003).

Na Amazônia, o ciclo anual de pluviosidade constitui um período chuvoso e um período de seca acentuado, que atrelados à evolução geológica e geomorfológica resulta em uma vasta planície sazonalmente alagável (SIOLI, 1991; JUNK et al., 2012). Nessa planície, o pulso de inundação é monomodal, com amplitude média de 10 metros (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; PIEDADE et al., 2010). O pulso de inundação define uma fase aquática, ocasionada pela cheia e transbordamento dos rios que integra os diversos corpos d'água com diferentes dimensões. Assim, durante a fase da cheia há um aumentando na disponibilidade de habitats. O pulso de inundação também define uma fase terrestre em função da contração do volume de água e um completo ou parcial isolamento do canal principal do rio (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; BATISTA et al., 2012; SIQUEIRA-SOUZA et al., 2016).

O pulso de inundação monomodal (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989) e a consequente troca de energia entre as fases de águas altas e baixas por diferentes grupos de organismos é a principal razão para a alta produtividade dos sistemas de várzea (JUNK, 1997). Devido à previsibilidade de tal fenômeno, a vida pode florescer com adaptações especiais. Nos peixes, o pulso de inundação é um dos principais fatores que desencadeia diversos processos bioecológicos, como o sincronismo do período reprodutivo com a fase de maior disponibilidade de habitats. Muitas espécies desovam e migram lateralmente dos canais de rios para as planícies recém-inundadas quando o nível da água aumenta (FERNANDES, 1997; CASTELLO, 2008).

No complexo mosaico da planície inundável encontram-se os lagos de várzea, que são ecossistemas naturais permanentes ou temporários, com diferentes formas e tamanhos. Em geral, os lagos apresentam baixa profundidade, com algumas exceções que podem superar os 20 metros (SIOLI, 1991; JUNK, 1997; ESTEVES, 1998). Periodicamente, em função do pulso de inundação, tais lagos, ficam interconectados entre si e com o canal principal do rio. Os lagos maiores permanecem conectados quase que permanentemente com o rio, através de longos e profundos canais chamados "furos", fazendo com que seus níveis de água sigam o nível do rio (JUNK, 1997; HURD et al., 2016).

2.2. A PESCA NA AMAZÔNIA

Embora a captura relatada pela pesca global seja dominada pela produção marinha, as pescarias em águas interiores desempenham papel importante na garantia da segurança alimentar global e meios de subsistência para milhões de pessoas, fornecendo uma fonte crucial de proteína animal para as comunidades locais, especialmente nos países em desenvolvimento (YOUN et al., 2014; LYNCH et al., 2016). Na Amazônia, o peixe é uma das principais fontes

de proteína (ISAAC et al., 2015) e as áreas periodicamente inundadas ao longo do curso dos rios de águas brancas são os ambientes fundamentais para a pesca e outras atividades produtivas da região (ISAAC; BARTHEM, 1995; NOLAN; FABRE; BATISTA, 2009).

A atividade pesqueira na região Amazônica tem registros de mais de 1200 anos, com os indígenas explorando recursos aquáticos como peixes e quelônios para o autoconsumo (PRESTES-CARNEIRO et al., 2016). Desde então, a pesca desenvolve-se com caráter artesanal, representado pela produção em pequena escala, o uso de baixa tecnologia e artes de pesca simples para captura das espécies (DIEGUES, 1983; BATISTA et al., 2012). No entanto, o aumento na demanda dos grandes centros urbanos e a introdução de novas tecnologias na atividade, como a popularização do isopor e uso de redes de nylon, fizeram com que a atividade sofresse transformações acentuadas a partir de 1950 (FURTADO, 1990; MCGRATH et al., 1993). A pesca tornou-se predominante em toda a região no final da década de 70, induzindo o aumento do esforço de pesca sobre os estoques já sobreexplotados ou ainda subexplotados da Bacia (ISAAC; BARTHEM, 1995; BATISTA et al., 2012).

A pesca na Amazônia é bastante complexa por envolver diversos fatores e atores, estratégias e peculiaridades que foram classificadas em seis modalidades: pesca predominantemente de subsistência (atividade difusa, sem local específico para desembarque); comercial multiespecífica (explora principalmente estoques de Characiformes migradores); comercial monoespecíficas (recai principalmente sobre os siluriformes); pesca em reservatórios (surge na Amazônia a partir da formação de grandes reservatórios para geração de hidroeletricidade); pesca esportiva (diretamente relacionada ao tucunaré *Cichla sp.* em rios de águas preta) e pesca ornamental (captura de pequenos peixes usados em aquarofilia) (FREITAS; RIVAS, 2006).

Dentre as modalidades de pesca, destaca-se a pesca comercial multiespecífica, a qual é responsável por grande parte do pescado desembarcado nos principais centros urbanos amazônicos como Manaus, Belém e Santarém (FREITAS; RIVAS, 2006; BATISTA et al., 2012). Estima-se que o potencial pesqueiro para a bacia Amazônica esteja entre 200.000 e 900.000 t/ano (BAYLEY, 1981; BAYLEY; PETRERE JR, 1989; MÉRONA, 1993). No entanto, mesmo com baixa seletividade, a pesca na Amazônia atua sobre poucos grupos de maior representatividade da produção, que compreendem aproximadamente 80% do volume desembarcado, padrão observado ao longo do rio Solimões-Amazonas (RUFFINO, 2005; SANTOS; SANTOS, 2005; LOPES et al., 2016).

Os valores do potencial pesqueiro sugeriam que o esforço de pesca na Amazônia ainda poderia crescer consideravelmente. Entretanto, como a produção recai sobre poucos grupos de espécies, o status de algumas já levantaram preocupações mediante análises de estoques. Para *Brachyplatystoma vaillantii*, ALONSO; PIRKER, (2005) já enfatizavam que o estoque se encontrava em sobrepesca de crescimento no estuário do rio Amazonas, enquanto, *Brachyplatystoma rousseauxii* estava no limite de um estado sustentável de exploração, não somente na macrorregião do estuário, como também ao longo do Solimões-Amazonas. Estoques de *Colossoma macropomum* no Baixo Amazonas (ISAAC; RUFFINO, 1996) e na Amazônia Central (MERONA; BITTENCOURT, 1988), *Pseudoplatystoma tigrinum* e *P. fasciatum* no Médio Amazonas (ISAAC; RUFFINO; MCGRATH, 1998), e *Prochilodus nigricans* na Amazônia Central (CATARINO et al., 2014), também já foram observados em situação de sobrepesca ou sob forte pressão pesqueira.

2.3. COMPONENTES DA PAISAGEM E O RECURSO PESQUEIRO

Hess et al. (2003) mapearam e validaram a extensão das zonas úmidas, a cobertura vegetativa e o estado de inundação para uma porção da Amazônia Central. Hess et al. (2015) estenderam o mapeamento, reportando a primeira estimativa e validando a extensão, cobertura e inundação para as áreas úmidas de toda a bacia amazônica. Dentre os cinco componentes da paisagem identificados por Hess et al. (2003) e Hess et al. (2015), destaca-se a divisão da vegetação em classes com maior riqueza de detalhes como: Herbáceas inundadas - vegetação dominada por plantas não lenhosas, com <25% de árvores ou arbustos; Arbustos inundados - vegetação dominada por plantas lenhosas de baixa estatura (altura 0,5–5 m); e a floresta inundada - floresta de dossel fechada dominada por plantas lenhosas com mais de 5 m de altura.

Principalmente em escalas espaciais grandes, o contexto e a heterogeneidade da paisagem são importantes preditores de atributos composicionais, estruturais e funcionais de ambientes aquáticos (JOHNSON; HOST, 2010). A relação entre os componentes da paisagem e os recursos pesqueiros na várzea Amazônica são relativamente bem estudados, principalmente o efeito da floresta inundada e sua importância como fonte de carbono e habitat de berçário (CLARO JR et al., 2004; GOULDING et al., 2019).

Lobón-Cerviá et al. (2015) destacaram que a riqueza e abundância de peixes estavam diretamente relacionadas à área de floresta inundada em lagos da planície Amazônica, sugerindo que a conservação da floresta inundada é crítica para a manutenção de assembleias de peixes e que a remoção da mesma tem efeito negativo na riqueza de espécies, abundância

dos estoques e, conseqüentemente o rendimento. No Baixo Amazonas, Castello et al. (2017) utilizando dados de pesca comercial, encontraram uma relação positiva entre o rendimento pesqueiro e a área de floresta inundada em sistemas de lagos de várzea, o que também sugere que a perda contínua da cobertura florestal das planícies de inundação causaria sérios efeitos prejudiciais ao funcionamento das pescarias. Esses efeitos foram evidenciados quantitativamente, onde a perda de 1km² em um lago que originalmente possuía 2 km² de cobertura florestal induz uma perda de até $\pm 9\%$ das capturas de peixes (BARROS et al., 2020).

Além do rendimento pesqueiro, outros parâmetros ecológicos dos sistemas de lagos da planície de inundação do rio Solimões/Amazonas já foram relacionados aos componentes da paisagem. Arantes et al. (2018) demonstraram que os padrões espaciais da diversidade de peixes estão associados à cobertura florestal, e que o desmatamento das planícies de inundação do rio Amazonas resulta em homogeneização espacial das assembleias de peixes e na redução da diversidade funcional nas escalas local e regional. Analisando a distribuição de biomassa de grupos funcionais de peixes ao longo dos gradientes de cobertura floresta, constatou-se que efetivamente certas espécies e características são particularmente mais vulneráveis e que as mudanças associadas a perda de floresta funcionam como filtro para determinados grupos (ARANTES et al., 2019).

A importância de outros componentes da paisagem como macrófitas aquáticas e arbustos inundados para os recursos pesqueiros também foi evidenciada em lagos da Amazônia. Freitas et al. (2018) constataram influências diferenciais da escala espacial dos componentes da paisagem e dos períodos sazonais como determinantes significativos da diversidade de peixes. Os efeitos da paisagem sobre a riqueza de espécies foram mais evidentes em escalas espaciais menores. Além disso, a área de arbustos inundados presentes nos lagos foi o componente mais influente durante as águas altas, e à extensão das regiões herbáceas e de águas abertas durante os períodos de água baixa. Assim como os arbustos inundados, as herbáceas inundadas oferecem oportunidades de alimentação e proteção para uma grande diversidade de peixes, principalmente juvenis (PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003). A distribuição de algumas espécies como o *Arapaima gigas* está associada as seções mais profundas e ricas em macrófitas dos lagos das planícies de inundação (RICHARD et al., 2018).

Os componentes da paisagem influenciam positivamente diversos parâmetros das comunidades de peixes de água doce nos trópicos por meio do aumento da heterogeneidade na estrutura física e nos materiais alimentares (LO et al., 2020). Portanto, se a pesca deve ser sabiamente gerenciada, é essencial que os gerentes pesqueiros compreendam até que ponto as

espécies de interesse das pescarias dependem do habitat, juntamente com as implicações da degradação ou perda da estrutura do habitat nessas espécies, espécies não-alvo e o ecossistema como um todo (TURNER et al., 1999).

2.4. DEGRADAÇÃO DA ESTRUTURA DO HABITAT DA VÁRZEA AMAZÔNICA

A quantificação do impacto das atividades humanas nos ecossistemas de água doce é uma das principais aplicações de uma abordagem paisagística, sendo a destruição de habitats a maior ameaça antropogênica à biodiversidade (JOHNSON; HOST, 2010; CHASE et al., 2019). No entanto, a gestão da pesca mundial durante um longo período concentrou-se na intensidade da pesca, com respostas de gestão direcionadas para restringir capturas ou reduzir o esforço de pesca quando esse estava acima do limite máximo sustentável. Tais ferramentas de manejo foram desenvolvidas principalmente para manejar pescarias monoespecíficas, e pouco interesse foi direcionado para manter a integridade ecológica e a função de habitats e ecossistemas (TURNER et al., 1999).

Na Amazônia, um grande problema é que muitos dos estudos sobre desflorestamento e outras alterações de habitat costumam enfatizar principalmente as áreas de terra firme, fazendo com que a importância das áreas alagáveis da bacia sejam, na maioria das vezes, omitidas ou subestimadas (RENÓ et al., 2011; RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016). O estudo dessas áreas enfrenta um desafio quanto à delimitação e caracterização, em virtude principalmente de fatores como sua vasta extensão, complexidade, dificuldade de acesso e sazonalidade, uma vez que é um ecossistema dinâmico e conseqüentemente adverso ao entendimento dos processos, das inter-relações das estruturas e das funções que o regem (AFFONSO et al., 2007; AFFONSO, 2012).

Hess et al. (2003) em estudo na Amazônia Central demonstraram que existem diferenças significativas na extensão dos componentes da paisagem na várzea do rio Solimões-Amazonas, sendo que os habitats aquáticos variavam regionalmente, com predominância de florestas a montante de Manaus como nos municípios de Manacapuru e Tefé, e gramíneas ou arbustos na região a jusante englobando diversos municípios como Alenquer, Óbidos e Santarém. Renó e Novo (2019) analisando dados de cobertura florestal dos últimos 40 anos da mesma área de várzea na Amazônia Central mostraram a existência de um gradiente leste-oeste do esgotamento florestal que varia no tempo e no espaço e fornece evidências de que é uma resposta à história da ocupação humana e das políticas públicas.

Essas diferenças nos padrões de cobertura vegetal da várzea a montante e a jusante da cidade de Manaus são, em grande parte, consequência de fatores antropogênicos, ligados ao processo histórico de cultivo de juta e mais recentemente em função da pecuária e outras atividades agrícolas (WINKLERPRINS, 2006; RENÓ et al., 2011). No entanto, mesmo com a decadência da juta em meados da década de 90, tido como um dos eventos que mais contribuíram para o desmatamento da várzea, as alterações continuaram em função de outras atividades como serralherias, criação de gado, implantação de hidrelétricas, etc. (WINKLERPRINS, 2006; FORSBERG et al., 2017; DORIA et al., 2018). Essa perda contínua da cobertura florestal de várzea ocasiona fragmentação da floresta remanescente e consequente efeito prejudicial à biodiversidade e seus processos ecológicos, semelhantes aos observados em regiões de terras altas (RENÓ; NOVO; ESCADA, 2016; CASTELLO et al., 2017).

Apesar da importância relativa da floresta remanescente na região do Baixo Amazonas para a diversidade e o rendimento pesqueiro (CASTELLO et al., 2017; ARANTES et al., 2018), o declínio no volume de desembarque de algumas espécies altamente dependentes da mesma como o tambaqui (*Colossoma macropomum*) (ISAAC; RUFFINO, 1996), pode estar associado em parte a remoção da floresta periodicamente inundada na região (GOULDING et al., 2019). Portanto, na Amazônia os processos dinâmicos de dispersão natural das espécies de peixes podem ser comprometidos de maneira duradoura pela destruição de habitats, associada ao desmatamento e à expansão das plantações (WANG et al., 2017; OBERDORFF et al., 2019).

3. HIPÓTESES

H₀: Não há influência dos componentes da paisagem dos lagos de várzea da Amazônia sobre o rendimento pesqueiro, restringindo os efeitos espaciais agregados às diferenças nas características das áreas pesca entre as regiões do Baixo Amazonas e do Baixo Solimões.

H₁: Os componentes da paisagem dos lagos de várzea na Amazônia exercem influência sobre o rendimento pesqueiro, ocasionando efeitos espaciais agregados às diferenças das características das áreas de pesca entre as regiões do Baixo Amazonas e Baixo Solimões.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a relação entre componentes da paisagem e o rendimento pesqueiro em lagos da várzea do Baixo Rio Amazonas e do Baixo Rio Solimões, duas regiões com características da paisagem historicamente distintas.

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar a área dos componentes da paisagem: águas abertas, arbustos inundados, herbáceas inundadas e florestas inundadas de lagos de várzea das áreas de pesca do Baixo Amazonas e Baixo Solimões, nos períodos de águas altas e baixas;
- Identificar as diferenças entre a cobertura de componentes da paisagem: águas abertas, arbustos inundados, herbáceas inundadas e florestas inundadas dos lagos de várzea do Baixo Amazonas e Baixo Solimões;
- Calcular o rendimento pesqueiro multiespecífico dos lagos de várzea do Baixo Amazonas e Baixo Solimões, nos períodos de águas altas e baixas;
- Avaliar a relação entre os componentes da paisagem dos lagos de várzea do Baixo Amazonas e Baixo Solimões, e o rendimento pesqueiro.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. ÁREA DE ESTUDO

As unidades amostrais de estudo são lagos de várzea (Tabela 1, n=23) na área de atuação das frotas pesqueiras que desembarcam nos municípios de Alenquer, Baixo Amazonas, no estado do Pará e de Manacapuru, Baixo Solimões, estado do Amazonas (Figura 1). Todos os lagos estão na planície de inundação do rio Solimões-Amazonas. O município de Alenquer possui uma população estimada em 56.789 pessoas e uma área de 23.645,452 km². Enquanto Manacapuru abriga aproximadamente 97.000 pessoas, ocupando uma área de 7.336,579 km² (IBGE, 2019). No que tange a produção extrativa animal, destaca-se a pesca como importante atividade econômica nos dois municípios.

A área de várzea das duas regiões analisadas apresenta diferenças significativas na extensão dos componentes da paisagem, com predominância de florestas, na região a montante de Manaus, incluindo o trecho do rio Solimões até a cidade de Manacapuru, e gramíneas ou arbustos, na região a jusante de Manaus, incluindo o trecho no Baixo Rio Amazonas, no estado do Pará (HESS et al., 2003). Essas diferenças entre as duas regiões, em parte, está associada a existência de um gradiente de depleção florestal de leste para oeste, que varia no tempo e no espaço ao longo da planície de inundação do rio Solimões-Amazonas (RENÓ; NOVO, 2019) (Figura 2). Considerando um recorte na região de Manacapuru, e outro no Baixo Amazonas com área de 110 x 90 km, Hess et al. (2003) constataram que apenas 18,5±6,4 % da área no Baixo Solimões correspondia a porções inundadas sem vegetação, enquanto que, no Baixo Amazonas a proporção era de 51±7,1 % entre os períodos de águas altas e baixas.

A perda de estrutura dos componentes da paisagem entre as regiões do Baixo Amazonas e o Baixo Solimões são consequentes da história de ocupação humana e das políticas públicas, originando paisagens mais degradadas localizadas na região ao leste (Baixo Amazonas) e mais conservadas ao oeste (Baixo Solimões) (RENÓ et al., 2011; RENÓ; NOVO, 2019). Mais de cinquenta por cento da cobertura florestal de várzea na área do Baixo Amazonas foi desmatada entre o final da década de 1970 até 2008, e 78% da área desmatada foi substituída por vegetação não-florestal, habitats nus / herbáceos ou de águas abertas (RENÓ et al., 2011). Fatores antropogênicos como cultivo de juta, pecuária, outras atividades agrícolas, ou naturais como erosão do canal, são tidos como os principais responsáveis por essas mudanças no ambiente (WINKLERPRINS, 2006; RENÓ; NOVO, 2019).

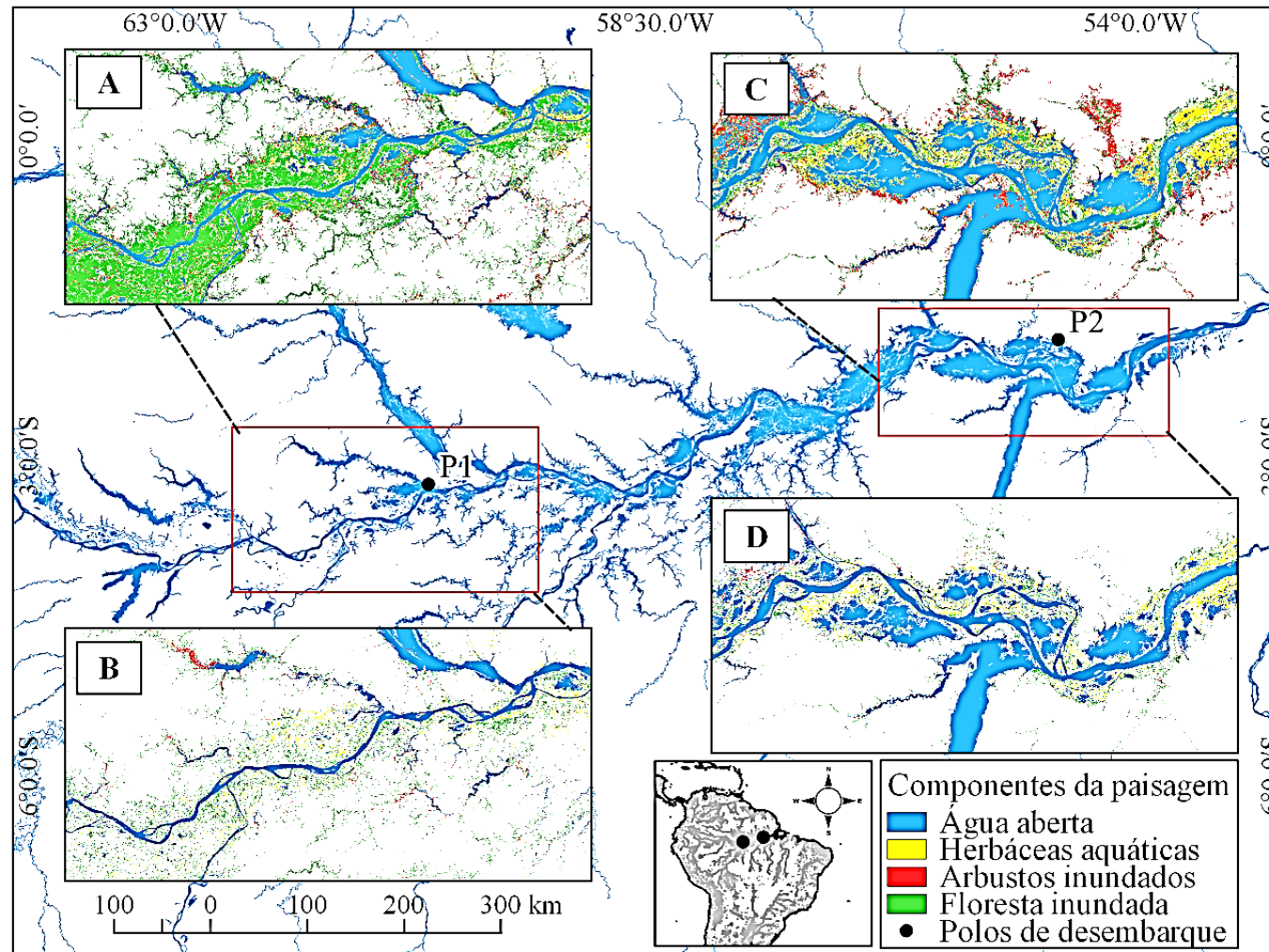


Figura 1. Localização das áreas amostrais do estudo nos períodos de águas altas e águas baixas no rio Solimões-Amazonas. P1 – Polo de desembarque pesqueiro no Baixo Solimões (Manacapuru); P2 – Polo de desembarque pesqueiro no Baixo Amazonas (Alenquer); A- Baixo Solimões no período de águas altas; B – Baixo Solimões no período de águas baixas; C – Baixo Amazonas no período de águas altas; D - Baixo Amazonas no período de águas baixas.

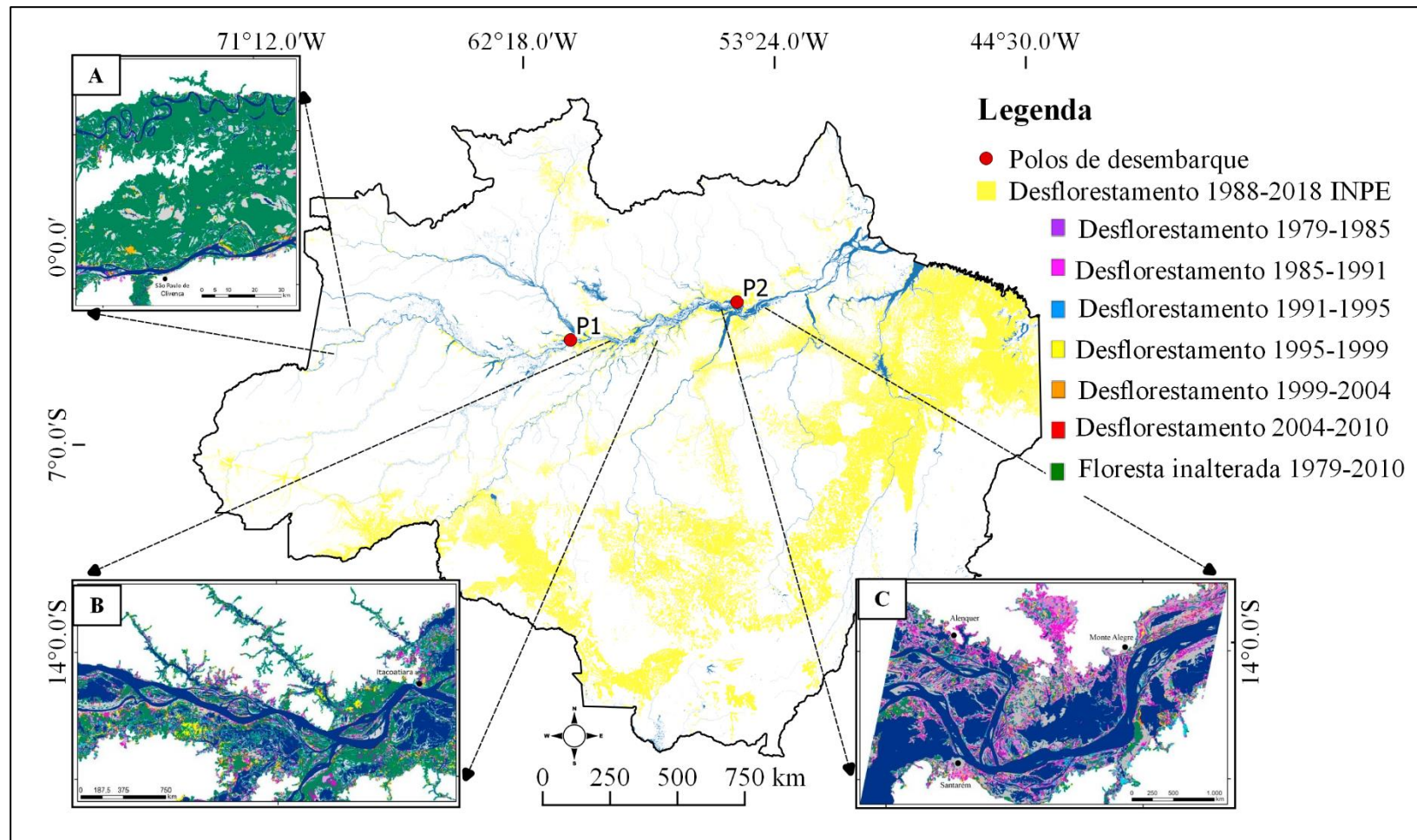


Figura 2. Diferenças no grau de desflorestamento da planície de inundação do rio Solimões-Amazonas. Em amarelo evidencia-se o sentido de desflorestamento de leste para oeste através de dados de 1988 a 2018 do Programa de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES). A, B e C mostram a perda de cobertura florestal na planície de inundação de 1970 a 2010, também evidenciando a maior degradação da porção ao leste da bacia (as áreas em verde corresponde a floresta remanescente) (RENÓ; NOVO, 2019).

Tabela 1. Lagos de várzea usados como unidades amostrais localizados nas regiões do Baixo Amazonas e Baixo Solimões.

Lago	Coordenadas S	Coordenadas W	Região
Amará	2° 0'1.93"	54°38'17.28"	Baixo Rio Amazonas
Atumã	2° 6'6.53"	54°55'8.07"	
Maracá	1°59'42.68"	54°48'19.35"	
Remanso	2° 4'34.48"	54°50'54.57"	
Samaúma	2° 0'24.26"	54°42'18.64"	
Socoró	1°59'1.48"	54°44'35.14"	
Velha	1°51'2.92"	55° 5'1.91"	
Marajó	1°56'34.40"	54°54'27.52"	
Serrão	2° 1'45.46"	54°53'5.66"	
Urubu	1°53'11.27"	54°55'8.53"	
Macucaua	2° 2'59.97"	54°35'38.99"	
Lontras	2° 2'6.67"	54°45'13.48"	
Jacaré	3°39'38.42"	60°48'36.17"	
Beruri	3°51'41.18"	61°19'47.33"	
Piranha	3°22'51.66"	58°59'47.90"	
Miriti	3°17'14.51"	60°36'34.62"	
Calado	3°18'27.30"	60°33'50.71"	
Inácio	3° 9'15.68"	60°47'51.13"	
Mamiá	4°11'25.55"	63° 2'45.51"	
Pesqueiro	3°21'24.13"	60°37'47.53"	
Anamã	3°29'45.55"	61°30'8.43"	
Araçá	3°34'59.62"	58°48'58.40"	
Sacambu	3°16'38.54"	60°56'46.28"	

5.2. COLETA DE DADOS

5.2.1. RENDIMENTO PESQUEIRO DOS SISTEMAS DE LAGOS

As informações de desembarque pesqueiro foram obtidas das bases de dados do monitoramento participativo da produção pesqueira do município de Alenquer, realizado pela Colônia de pescadores e pescadoras Z-28, e da base de dados de desembarque coletados no

porto da Panairzinha em Manacapuru, através de entrevistas no âmbito do projeto “Estatística e Desembarque Pesqueiro no Estado do Amazonas”, ambos do ano de 2012. As informações utilizadas desses bancos de dados foram: data da pescaria; peso de pescado; número de pescadores envolvidos; locais de realização da pescaria; e tempo duração das pescarias.

Excluímos das análises os dados de pescarias realizadas nos canais fluviais, nas quais os grupos de peixes migradores de longa distância são dominantes, enfocando somente sobre os rendimentos de lagos de várzea, a fim de atribuir de forma confiável a produção de peixes dos lagos das planícies de inundação. A captura por unidade de esforço (CPUE), definida como a quantidade de recurso pesqueiro capturado por uma unidade de esforço empregado na pesca foi estimada segundo a metodologia Jackknife (PETRERE; GIACOMINI; DE MARCO JR., 2010), indicada para pescarias com pouco conhecimento sobre o comportamento das variáveis.

Para utilização da CPUE como medida de abundância de um estoque, efetuamos o ajuste de um modelo linear simples entre a captura e esforço (inicialmente o esforço em número de pescadores x número de dias de pesca, e depois considerando apenas o número de dias de pesca), com a finalidade de observar se existe proporcionalidade estrita entre essas variáveis, ou seja, a linha de regressão passa pela origem, que validaria a hipótese de que a inclinação da reta mede a capturabilidade do estoque (RICKER, 1975; PETRERE; GIACOMINI; DE MARCO JR., 2010). Como para o modelo considerando o logaritmo natural do esforço em dias de pesca x número de pescadores esse critério não foi obedecido, utilizamos somente o número de dias de pesca como unidade de esforço, que confirmou a proporcionalidade estrita (Figura 3).

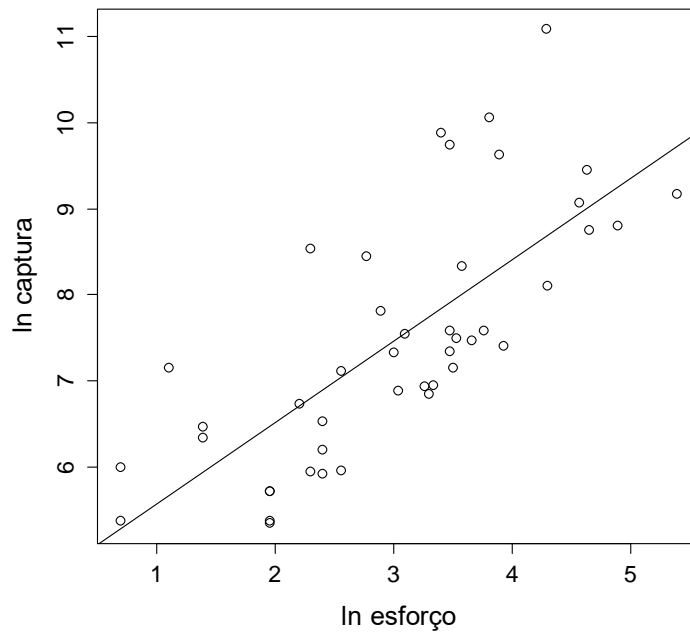


Figura 3. Relação entre a captura e o esforço de pesca dos lagos da região do Baixo Amazonas e Baixo Solimões durante o ano de 2012.

A CPUE foi calculada por lago e período de águas altas e baixas, utilizando a captura em quilogramas e o esforço em número de dias de pesca (ISAAC; RUFFINO; MELLO, 2000):

$$CPUE = \frac{\sum_{i=1}^n C_i E_i}{\sum_{i=1}^n E_i^2}$$

Onde, C é a captura, E é o esforço (número de dias de pesca) e i é cada viagem de pesca.

Com intuito de remover vieses nas taxas de capturabilidade entre os locais amostrados, nossas análises se concentraram no principal tipo de pesca das duas regiões, que é a pesca com redes de emalhar.

5.2.2. COMPONENTES DA PAISAGEM

Os componentes da paisagem de floresta inundada, herbáceas inundadas, arbustos inundados e águas abertas (Tabela 2) dos lagos da planície de inundação do rio Solimões-Amazonas foram obtidos da classificação realizada por Hess et al. (2015) para os períodos de águas altas e baixas. A classificação foi derivada de mosaicos de imagens do satélite japonês Earth Resources Satellite 1 (JERS-1) na escala de 100 m, adquiridas durante os meses de outubro-novembro de 1995 e maio-junho de 1996.

Quantificamos as áreas dos componentes da paisagem (km²) em mosaicos seguindo o contorno dos lagos no pico do período da seca, acrescido de buffers fixos de 1000 e 2000 m

(Figura 4). O QGIS® foi utilizado como Sistema de Informação Geográfica (SIG) para quantificar a área dos componentes da paisagem. O QGIS® é licenciado sob a *General Public License* (GNU), desenvolvido pela *Open Source Geospatial Foundation* (OSGeo) e destaca-se por ser um *software* gratuito.

Tabela 2. Descrições dos componentes da paisagem analisados segundo Hess et al., 2015.

Componentes da paisagem	Descrição
Floresta inundada	Cobertura de árvores com altura > 5 m, com coroas entrelaçadas, geralmente formando de 60 a 100% da cobertura da copa.
Herbáceas inundadas	Vegetação dominada por plantas não lenhosas, com <25% de árvores ou arbustos, geralmente macrófitas aquáticas.
Arbustos inundados	Vegetação dominada por plantas lenhosas de baixa estatura (altura de 0,5 a 5 m), com indivíduos ou aglomerados que não se tocam ou se entrelaçam.
Água aberta	Porcentagem de habitat aquático sem cobertura vegetal incluindo lagos e canais secundários

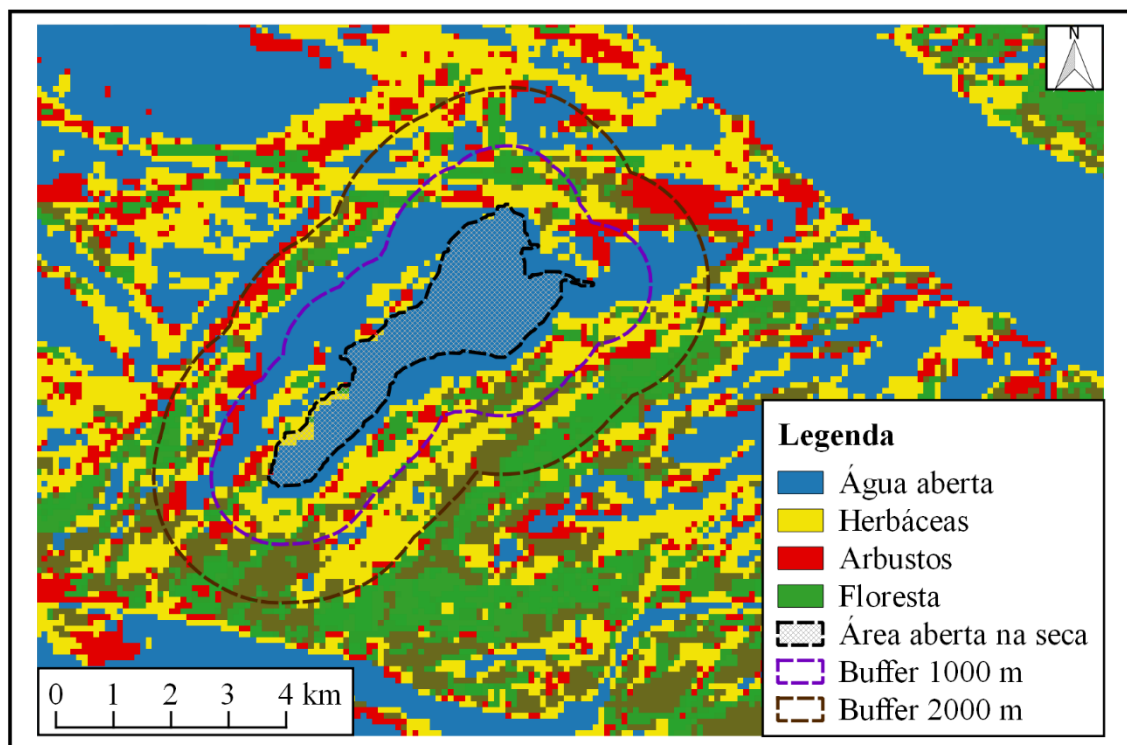


Figura 4. Definição de área para quantificação dos componentes da paisagem. Buffers fixos de 1000 e 2000 m a partir da área aberta do lago.

5.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para testar possíveis diferenças na contribuição dos componentes da paisagem: águas abertas, arbustos inundados, herbáceas inundadas e floresta inundada entre os lagos do Baixo Amazonas e Baixo Solimões, realizamos análise de variância multivariada (MANOVA) para cada período (águas altas e baixas) e buffer (1000 e 2000 m), após testar a homogeneidade multivariada de dispersões de grupos (variâncias) comando “betadisper” (apêndices 1 a 4) do pacote vegan no R (OKSANEN et al., 2007). Em caso de diferença significativa entre os locais nas variáveis dependentes combinadas, realizamos um teste post-hoc de análise de variância unidirecional (ANOVA), para identificar as variáveis dependentes específicas que contribuíram para o efeito global. Todas as análises foram realizadas usando dados expressos em proporções transformadas em log, considerando um $p < 0,05$ como diferença estatística significativa (ZAR, 2009).

Modelos lineares generalizados mistos (GLMMs) com família de distribuição de erros Gamma, uma vez que a variável resposta (CPUE) é contínua com valores positivos e maiores que zero (ZUUR et al., 2009) e link de ligação identity foram usados para determinar a importância relativa de cada componente da paisagem e do fator local sobre o rendimento pesqueiro. Para atenuar os efeitos da colinearidade entre variáveis explicativas (DORMANN et al., 2013) os dados de componentes da paisagem foram pré-triados usando coeficientes de correlação de Pearson, assumindo que $r > 0,7$ indicaria uma correlação inaceitavelmente alta.

A CPUE foi modelada como variável resposta. A área de água aberta, herbáceas inundadas, arbustos inundados foram incluídos como efeitos fixos nos modelos. O componente de floresta inundada foi retirado dos modelos por apresentar colinearidade com água aberta e arbustos inundados ($r^2 \geq 0,7$). Para explicar a influência relativa do local (Baixo Amazonas e Baixo Solimões) ambos foram incluídos como fatores no modelo no formato de variáveis dummy fixas. A identidade dos lagos do Baixo Solimões foi incluída no modelo como uma referência, com tamanho de efeito definido como zero. Em relação aos efeitos fixos, o modelo global foi definido como segue: $CPUE \sim \text{Água aberta} + \text{Herbáceas inundadas} + \text{Arbustos inundados} + \text{Local} + \text{Água aberta} * \text{Local} + \text{Herbáceas inundadas} * \text{Local} + \text{Arbustos inundados} * \text{Local}$. Como efeito aleatório incluímos o período de inundação (águas altas e baixas).

Como os GLMMs não podem estimar a importância relativa de variáveis independentes significativas individuais, o critério de informações de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) da Teoria da Informação (BURNHAM; ANDERSON; HUYVAERT, 2011) foi usado para estimar a importância relativa de cada componente da paisagem e local no rendimento pesqueiro. Essa abordagem é reconhecida como uma solução para superar problemas de teste de hipóteses nulas (por exemplo, hipóteses nulas a priori e níveis de significância arbitrários) e como um meio de fazer inferências baseadas em estatísticas ponderadas pelo suporte de vários modelos (WHITTINGHAM et al., 2006; BURNHAM; ANDERSON; HUYVAERT, 2011).

Calculamos os pesos de Akaike w_i para modelos com todas as combinações possíveis de variáveis independentes, incluindo um modelo somente com intercepto (Apêndices 5 e 6). O peso de Akaike w_i foi somado para cada variável independente todas as vezes que tal variável estava presente no modelo com $\Delta AIC \leq 6$, com as variáveis de maiores valores de w_i somados sendo as mais importantes (RICHARDS, 2005; BURNHAM; ANDERSON; HUYVAERT, 2011). Além disso, os coeficientes de parâmetros médios do modelo (β_j) foram calculados como somas ponderadas de coeficientes de parâmetros, que são a soma dos coeficientes de parâmetros de cada modelo i (β_i) multiplicado pelos respectivos pesos de Akaike, w_i (ANDERSON; BURNHAM; THOMPSON, 2000; BURNHAM; ANDERSON; HUYVAERT, 2011).

Todas as análises estatísticas foram realizadas usando o software R Statistical (R CORE TEAM, 2013). O GLMM foi ajustado usando o pacote lme4 (BATES et al., 2015). O pacote MuMin foi usado para estimar os pesos de Akaike w_i (BARTON, 2009) e as premissas dos modelos foram julgadas por inspeção visual de resíduos padronizados (Apêndices 7 a 10) (ZUUR et al., 2009).

6. RESULTADOS

Houve diferenças significativas na estrutura da paisagem dos lagos de várzea entre as regiões do Baixo Amazonas e do Baixo Solimões para ambos os períodos e buffers analisados ($p < 0,05$). Dentre os componentes da paisagem específicos, apenas águas abertas não contribuíram para as diferenças dos modelos globais. A porcentagem de área de herbáceas inundadas foi maior no período de águas altas nos lagos da região do Baixo Amazonas ($32,35 \pm 12,91$ e $32,06 \pm 11,94$) em relação ao Baixo Solimões ($9,37 \pm 7,41$ e $8,04 \pm 6,81$) para os buffers de 1000 e 2000 m, respectivamente ($p < 0,05$). Assim também como para o período de águas baixas, com os lagos do Baixo Amazonas apresentando em média ($15,04 \pm 5,78$ e $16,18 \pm 5,71$) das áreas ocupadas com herbáceas inundadas e no Baixo Solimões ($2,61 \pm 1,93$ e $2,26 \pm 1,36$) para os buffers de tamponamento de 1000 e 2000 m (Figura 5).

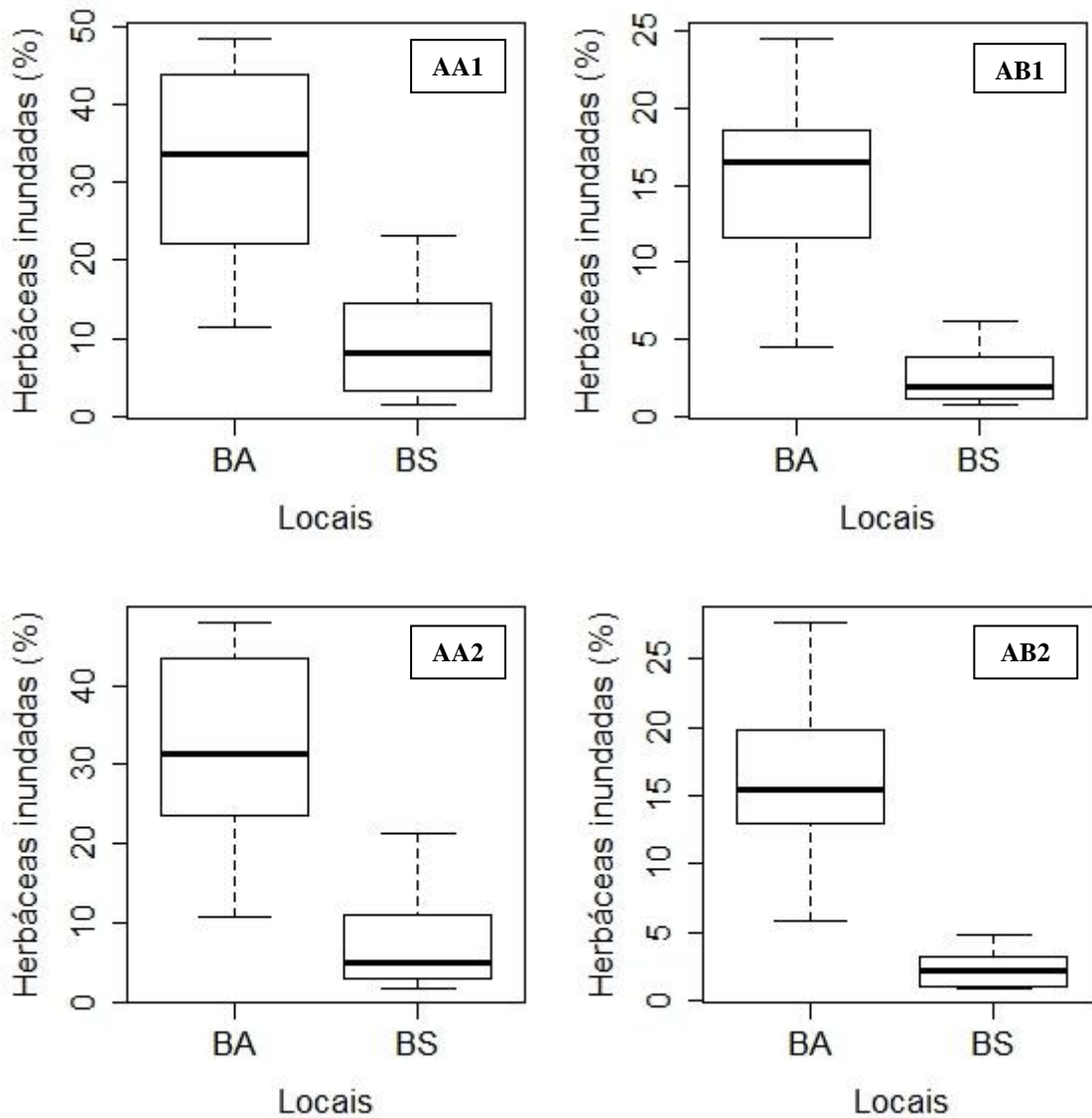


Figura 5. Diferenças nas áreas de herbáceas aquáticas nos períodos de águas altas e baixas para os dois buffers analisados. BA – Baixo Rio Amazonas; BS – Baixo Rio Solimões; AA1 – águas altas no buffer de 1000 m; AB1 – águas baixas no buffer de 1000 m; AA2 – águas altas no buffer de 2000 m; AB2 – águas baixas no buffer de 2000 m.

Diferentemente do Baixo Rio Solimões, a maioria dos ambientes amostrados no Baixo Rio Amazonas não apresentou arbustos inundados no período de águas baixas no buffer de 1000 m. Portanto, consideramos que há diferença na área de arbustos inundados entre os lagos das regiões do Baixo Rio Amazonas e Baixo Rio Solimões. Também há diferença para o período de águas altas no buffer de 2000m, sendo tal componente mais abundante na região do Baixo Solimões ($10,97 \pm 6,33$) do que no Baixo Amazonas ($6,1 \pm 1,60$) (Figura 6). A área de florestas inundadas somente apresentou diferença ao considerarmos o buffer maior no período de águas altas, com os ambientes de lagos do Baixo Solimões ($27,34 \pm 17,75$) tendo áreas proporcionalmente superiores ao Baixo Amazonas ($11,65 \pm 7,80$) (Figura 6).

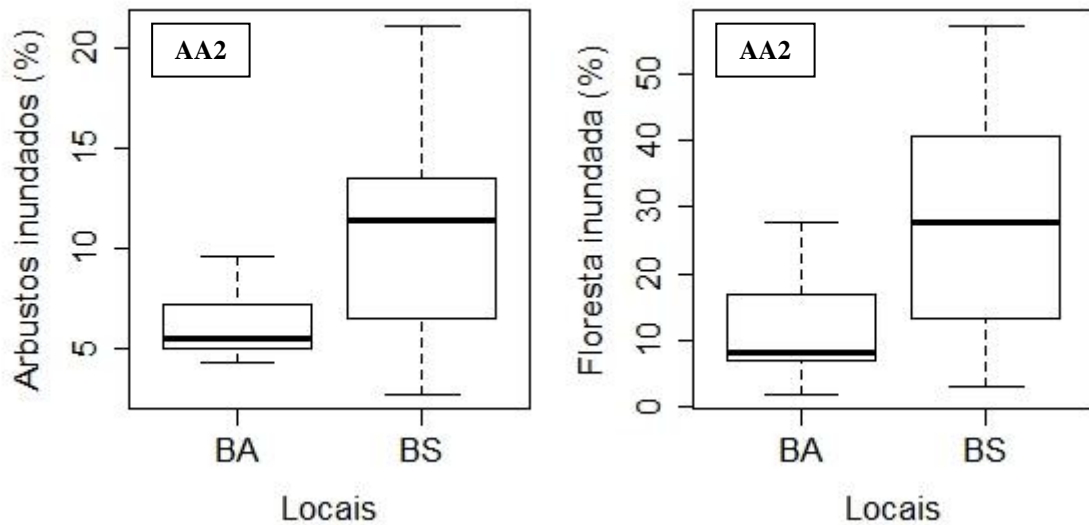


Figura 6. Diferenças nas áreas de arbustos inundados e florestas inundadas entre as regiões analisadas no buffer de 2000 m. BA – Baixo Rio Amazonas; BS - Baixo Rio Solimões; AA2 – águas altas no buffer de 2000 m.

Nossos resultados indicam que uma abordagem de média dos modelos GLMMs para avaliar a relação entre o rendimento pesqueiro e os componentes da paisagem considerando as diferenças do fator local, Baixo Amazonas e Baixo Solimões, foi apropriada porque, na maioria dos casos, o melhor modelo recebeu suporte limitado (ou seja, pesos de Akaike baixos) em relação a modelos alternativos. Os modelos de média ponderada para os buffers de 1000 e 2000 m foram compostos por 16 modelos alternativos com $\Delta AICc < 6$ (Apêndices 5 e 6).

Nossas inferências multimodelos (Tabela 3) revelaram que dentre os efeitos fixos de componentes da paisagem dos GLMMs, no buffer de 1000 m, o componente arbustos inundados, foi consistentemente incluído em modelos de melhor ponderação, com correlação positiva para as duas regiões. No entanto, a importância relativa deste componente da paisagem para o buffer de 2 km foi inferior. O fator Local para ambos os buffers analisados teve um coeficiente negativo e importâncias relativas com forte apoio a inclusão nos principais modelos ($\Sigma w_i > 0,5$), demonstrando que os lagos de várzea da região do Baixo Rio Amazonas apresentam menor rendimento quando comparado aos lagos da região do Baixo Rio Solimões como referência.

Os outros efeitos fixos: águas abertas e herbáceas inundadas para o buffer de 1000 m, e águas abertas, herbáceas inundadas e arbustos inundados para o buffer de 2000 m, assim como, todas as interações com o fator local para os dois buffers analisados, tiveram valores de

importância relativa $\Sigma w_i < 0,5$, recebendo pouco suporte para inclusão nos modelos principais. Sendo assim, essas variáveis não mostraram evidências de predição para o rendimento pesqueiro, ou não explicam as diferenças no rendimento das áreas de pesca estudadas no Baixo Amazonas e Baixo Solimões (Tabela 3).

Tabela 3. Estimativas dos parâmetros (β_j), pesos cumulativos dos modelos (Σw_i) e importância relativa (ranking) do fator local e dos componentes da paisagem sobre o rendimento pesqueiro de lagos de várzea através dos modelos lineares generalizados mistos. AA (água aberta); ARB (arbustos inundados); HER (herbáceas inundadas).

Preditor	Buffer de 1000 m			Buffer de 2000 m		
	β_j	Σw_i	Ranking	β_j	Σw_i	Ranking
Local	-175.49	0.948	1	-209.58	0.945	1
AA	0.001	0.20	5	0.111	0.257	5
ARB	13.057	0.718	2	2.835	0.366	3
HER	-2.861	0.360	3	-3.026	0.393	2
AA: Local	0.001	0.018	7	-0.004	0.022	7
ARB: Local	-0.752	0.137	6	-0.650	0.071	6
HER: Local	3.328	0.213	4	3.072	0.261	4

7. DISCUSSÃO

O nosso estudo avaliou a cobertura da paisagem em áreas distintas de um continuum no rio Solimões-Amazonas e mostra a primeira evidência quantitativa de mudanças na cobertura da paisagem entre lagos da porção oeste e leste. Nossa avaliação complementa os resultados de HESS et al. (2003) e RENÓ; NOVO (2019) que demonstram a existência de um gradiente de leste para oeste de depleção florestal, mostrando que na porção mais a jusante no Baixo Amazonas, há o predomínio de herbáceas inundadas e menores proporções de florestas e arbustos quando comparada ao Baixo Solimões.

As diferenças entre os componentes da paisagem dos lagos de várzea na Amazônia Central dependem da escala de análise e do período sazonal analisado. Tais resultados são provenientes de fatores históricos tanto antropogênicos, relativos às formas de ocupação e às políticas públicas implementadas (RENÓ; NOVO, 2019), quanto de características geomórficas contrastantes da haste superior e inferior do rio Solimões/Amazonas (MERTES; DUNNE;

MARTINELLI, 1996). Do ponto de vista de ações humanas o Baixo Amazonas sofreu modificações mais intensas principalmente relacionados à extração de madeira, cultivo de juta (*Corchorus capsularis*), criação de búfalos e pesca comercial em larga escala (WINKLERPRINS, 2006; MCGRATH; ALMEIDA; MERRY, 2007). Além disso, geomorfologicamente a área lateral do Baixo Rio Amazonas é mais extensa quando comparada a região a montante, o que favorece a ocupação de herbáceas inundadas nas bordas de canais e lagos (HESS et al., 2003). Com isso, inversamente à vegetação herbácea, a porcentagem de arbustos e florestas inundadas é comparativamente menor no Baixo Amazonas em relação ao Baixo Solimões (HESS et al., 2015; RENÓ; NOVO, 2019).

Nossos resultados quanto a quantificação da estrutura da paisagem não era o objetivo final, mas sabe-se que é um requisito essencial para entender como essa estrutura afeta os processos ecológicos (WAGNER; FORTIN, 2005). Assim, as evidências encontradas da importância dos arbustos inundados para o rendimento pesqueiro reforçam a importância da integridade da várzea, mesmo de componentes remanescentes em áreas mais degradadas. Na várzea Amazônica, o aumento observado no rendimento pesqueiro com o aumento da cobertura arbustiva inundada, pode ser reflexo da migração lateral de várias espécies para esses habitats inundados independentemente do período. É provável que os arbustos inundados representem regiões adequadas para reprodução, alimentação e / ou refúgio (GOULDING, 1997; FREITAS et al., 2018).

A influência dos arbustos inundados para o rendimento pesqueiro evidenciada em nosso estudo, pode estar associada a características especiais dessa unidade de vegetação na várzea, como a disponibilidade por um longo período do ano aos peixes e sua condição estável de longa duração. Segundo Wittmann; Junk; Piedade (2004), o pulso de inundação promove seleção natural de algumas espécies vegetais tolerantes as inundações nas zonas de transição de rios e lagos com a floresta. O relevo determina então, o tempo que cada ambiente fica anualmente submerso, ocasionando diferenças nos tipos de vegetação entre a várzea baixa e alta (AYRES, 1993; GOULDING, 1997; WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002). Na várzea baixa, há a ocorrência de vegetação arbustiva, apresentando condições ambientais estáveis de longa duração e inundada por um longo período do ano (WITTMANN; JUNK; PIEDADE, 2004). Essa características tornam a classe arbustiva essencial na várzea, fazendo com a diminuição da extensão espacial desse componente possa implicar em processos dinâmicos de dispersão das espécies e conseqüentemente reduzir o rendimento pesqueiro (CASTELLO et al., 2017; WANG et al., 2017; OBERDORFF et al., 2019).

A importância dos arbustos inundados pode envolver também as áreas de florestas inundadas em estágios iniciais de formação. No mapeamento da vegetação da várzea os arbustos inundados são definidos como plantas lenhosas com altura superior a 0,5 m, com caules múltiplos e aparência espessa e as árvores como tendo um único tronco principal e uma copa mais ou menos definida (HESS et al., 2003, 2015). Ainda assim, onde é difícil distinguir árvores de arbustos com base nessas características, plantas lenhosas com menos de 5 m de altura são definidas como arbustos. No entanto, sabe-se que há diferenças nas características da várzea baixa, onde encontra-se árvores de diferentes estágios sucessionais (pioneiras, secundárias e clímax), enquanto que na várzea alta, predominam espécies do grupo sucessional clímax (WITTMANN; ANHUF; JUNK, 2002). Com isso, a comunidade de plantas das várzeas altas e baixas diferem em altura em alguns metros e variam de maneira bastante significativa em composição de espécies e número de árvores por unidade de espaço (AYRES, 1993; WITTMANN; SCHÖNGART; JUNK, 2010).

Assim como Freitas et al. (2018), nossos resultados mostram a influência de arbustos inundados somente na menor escala considerada. Portanto, a influência dos componentes da área mais adjacente (1000 m) sazonalmente inundada no período de águas altas, pode representar uma escala apropriada para análise e imprescindível para manutenção dos processos que sustentam a abundância pesqueira dos lagos. No entanto, sabe-se que a força e a direção do efeito dependem do tamanho da área na qual a variável ambiental é medida. Assim, um objetivo central é identificar a extensão espacial ideal para medir a variável ambiental, ou seja, a “escala de efeito” (MIGUET et al., 2016). Na várzea Amazônica, a verdadeira escala de efeito ainda foi pouco investigada. Mais estudos em múltiplas escalas são necessários para examinar as relações biota-habitat para determinar onde elas são mais fortes. Identificar a escala na qual as relações animal-paisagem são mais fortes melhorará nossa capacidade de planejar as atividades de manejo e conservação (FREITAS et al., 2014; HALE et al., 2019).

É possível que as diferenças acentuadas no rendimento pesqueiro não explicada pela extensão dos componentes da paisagem entre as duas regiões analisadas ($\Sigma w_i < 5$) sejam resultantes da variabilidade de outros fatores ambientais não contabilizados, mas existentes no fator (local), como as variáveis físico-químicas ou também do contexto histórico de exploração dos recursos pesqueiros de cada região (ISAAC; MILSTEIN; RUFFINO, 1996; BARROS et al., 2020). Embora os ambientes de lagos sejam importantes tanto para a pesca comercial como para a pesca de subsistência nas duas regiões, a área do Baixo Rio Amazonas sofreu transformações mais acentuadas no setor pesqueiro (MCGRATH et al., 1993; ISAAC; DA

SILVA; RUFFINO, 2008). Essas transformações foram notadas principalmente no mais importante porto de desembarque pesqueiro da região, à cidade de Santarém e com mais intensidade na década de 1980 (ISAAC; MILSTEIN; RUFFINO, 1996; ALMEIDA et al., 2009), podendo ter ocasionado o declínio no rendimento. O aumento do esforço pesqueiro ocasionou conflitos sociais relacionados a alta intensidade de exploração dos recursos pesqueiros, resultando no desenvolvimento de acordos de pesca como tentativa de diminuir os esforços de pesca sobre os lagos de várzea e manter a produtividade dos ambientes (MCGRATH et al., 1993; ALMEIDA, 2006).

A baixa importância relativa da interação entre o rendimento pesqueiro e os componentes da paisagem para as duas regiões que analisamos ($\Sigma w_i < 5$) pode estar associada a possíveis compensações de biomassa das comunidades de peixes em função da substituição de espécies ao longo do gradiente da paisagem em decorrência de diferentes respostas funcionais das espécies, como demonstrado por Arantes et al. (2019). Portanto, incorporar novas métricas, como a biomassa baseada nas características das espécies, pode fornecer uma lente mais rigorosa para quantificar e prever os efeitos das mudanças no uso da terra e identificar o tipo de distúrbios que ocorrem e quais espécies serão afetadas (ARANTES et al., 2019; LO; NARULITA; ICKOWITZ, 2019).

8. CONCLUSÃO

Há heterogeneidade na extensão espacial dos componentes da paisagem na região adjacente aos lagos de várzea do continuum do rio Solimões-Amazonas. Essas características contrastam entre as áreas de pesca do Baixo Amazonas e Baixo Solimões e influenciam o rendimento pesqueiro, embora outros fatores também exerçam influências. A extensão espacial de arbustos inundados foi consistentemente o componente da paisagem mais influente para o rendimento pesqueiro em ambas as regiões, destacando a importância dessa classe de vegetação mesmo em situações onde se encontram em menor proporção como no Baixo Amazonas. Em particular, há suporte a ideia de que a perda dessa estrutura na região mais imediata dos lagos de várzea, que permanece inundada e disponível para os peixes por um longo período anual, pode ocasionar a redução do rendimento da pesca por unidade de esforço. Retratamos também a necessidade de inclusão de novas métricas de rendimento pesqueiro mais sensíveis a alterações de habitats e de outros fatores ambientais em futuras análises.

REFERÊNCIAS

- AFFONSO, A. et al. Identificação e quantificação do desflorestamento nas áreas alagáveis nos municípios à margem do Rio Solimões/Amazonas nos estados do Pará e Amazonas. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (XIII SBSR)**, n. January 2007, p. 3235–3242, 2007.
- AFFONSO, A. G. **Relação entre parâmetros ambientais e a densidade de pirarucu nos lagos de várzea de Mamirauá: uma análise multi-sensor**. 2012. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2012.
- ALMEIDA, O. **Manejo de pesca na Amazônia brasileira**. Peirópolis ed. 2006.
- ALMEIDA, O. et al. IMPORTÂNCIA ECONÔMICA DO SETOR PESQUEIRO NA CALHA DO RIO AMAZONAS-SOLIMÕES. **Paper do NAEA**, v. 275, p. 3–15, 2010.
- ALMEIDA, O. T. et al. Estrutura , dinâmica e economia da pesca comercial do baixo Amazonas. **Novos Cadernos NAEA**, v. 12, n. 2, p. 175–194, 2009.
- ALONSO, J. C.; PIRKER, L. E. M. Dinâmica populacional e estado atual de exploração de Piramutaba e de Dourada. In: FABRÉ, N. N.; BARTHEM, R. B. (Ed.). **O manejo da pesca dos grandes bagres migradores: Piramutaba e Dourada no eixo Solimões–Amazonas**. Ibama/Pro- ed. p. 19–26, 1997.
- ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; THOMPSON, W. L. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. **The journal of wildlife management**, p. 912–923, 2000.
- ARANTES, C. C. et al. Relationships between forest cover and fish diversity in the Amazon River floodplain. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 1, p. 386–395, 2018.
- ARANTES, C. C. et al. Floodplain land cover affects biomass distribution of fish functional diversity in the Amazon River. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2019.
- AYRES, J. M. **As matas de várzea do Mamirauá**. Sociedade Civil Mamirauá Brasília, DF, 1993. v. 1, 1993.
- BARROS, D. D. F. et al. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. **Fisheries Research**, v. 230, n. May, 2020.
- BARTON, K. MuMIn: multi-model inference. **[http://r-forge. r-project. org/projects/mumin/](http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/)**, 2009.
- BATES, D. et al. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, 2015.
- BATISTA, V. S. et al. **Peixes e pesca no Solimões-Amazonas: uma avaliação integrada**. Ibama/ProV ed. 2012.
- BAYLEY, P. B. Fish yield from the Amazon in Brazil: comparison with African river yields and management possibilities. **Transactions of the American fisheries society**, v. 110, n. 3,

p. 351–359, 1981.

BAYLEY, P. B.; PETRERE JR, M. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. In: Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences/Publication speciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques. 1989., **Anais...**1989.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; HUYVAERT, K. P. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. **Behavioral ecology and sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 23–35, 2011.

CASTELLO, L. Lateral migration of *Arapaima gigas* in floodplains of the Amazon. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 17, n. 1, p. 38–46, 2008.

CASTELLO, L. et al. Accounting for heterogeneity in small-scale fisheries management: The Amazon case. **Marine Policy**, v. 38, p. 557–565, 2013.

CASTELLO, L. et al. Fishery yields vary with land cover on the Amazon River floodplain. **Fish and Fisheries**, v. 19, n. 3, p. 431–440, 2017.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990–1007, 2016.

CATARINO, M. F. et al. Dinâmica populacional de *prochilodus nigricans* capturada no lago manacapuru (Bacia Amazônica- Brasil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 40, n. 4, p. 589–595, 2014.

CHASE, J. M. et al. FragSAD: A database of diversity and species abundance distributions from habitat fragments. **Ecology**, v. 100, n. 12, p. 595718, 2019.

CLARO JR, L. et al. Effects of flooded forest in the diet of three fish species in floodplain lakes of Central Amazon, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 133–137, 2004.

DIEGUES, A. C. S. **Pescadores, camponeses e trabalhadores do mar**. Sao Paulo (Brazil) Editora Atica, 1983.

DORIA, C. R. da C. et al. The invisibility of fisheries in the process of hydropower development across the Amazon. **Ambio**, v. 47, n. 4, p. 453–465, 2018.

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. Interciênc ed. 1998.

FERNANDES, C. C. Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, n. 1, p. 36–44, 1997.

FORSBERG, B. R. et al. The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. **Plos one**, p. 1–35, 2017.

FREITAS, C. E. C. et al. An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. **Hydrobiologia**, v. 705, n. 1, p. 159–171, 2013.

FREITAS, C. E. C. et al. The importance of spatial scales to analysis of fish diversity in Amazonian floodplain lakes and implications for conservation. **Ecology of Freshwater Fish**, p. 470–477, 2014.

FREITAS, C. E. C. et al. Fish species richness is associated with the availability of landscape components across seasons in the Amazonian floodplain. **PeerJ**, p. 1–16, 2018.

FREITAS, C. E. de C.; RIVAS, A. A. F. A pesca e os recursos pesqueiros na amazônia ocidental. **Ciência e Cultura**, v. 58, n. 13, p. 30–32, 2006.

FURTADO, L. G. CARACTERÍSTICAS GERAIS E PROBLEMAS DA PESCA AMAZÔNICA NO PARÁ. **MPEG**, v. 6, p. 41–93, 1990.

GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. Univ of Ca ed. [s.l.] Univ of California Press, 1980.

GOULDING, M. **História natural dos rios amazônicos**. Sociedade Civil Mamirauá, 1997.

GOULDING, M. et al. Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. **Fish and Fisheries**, v. 20, n. 1, p. 138–158, 2019.

HALE, R. et al. Do spatial scale and life history affect fish–habitat relationships? **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 439–449, 2019.

HESS, L. L. et al. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, p. 404–428, 2003.

HESS, L. L. et al. Wetlands of the Lowland Amazon Basin : Extent , Vegetative Cover , and Dual-season Inundated Area as Mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar. **Wetlands**, v. 35, p. 745–756, 2015.

HURD, L. E. et al. Amazon floodplain fish communities : Habitat connectivity and conservation in a rapidly deteriorating environment. **Biological Conservation**, v. 195, p. 118–127, 2016.

ISAAC, V. J. et al. Food consumption as an indicator of the conservation of natural resources in riverine communities of the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2229–2242, 2015.

ISAAC, V. J.; BARTHEM, R. Os Recursos Pesqueiros da Amazônia Brasileira. **Boletim Mus. Para. Emílio Goeldi**, v. 11, n. 2, p. 295–339, 1995.

ISAAC, V. J.; DA SILVA, C. O.; RUFFINO, M. L. The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. **Fisheries Management and Ecology**, v. 15, n. 3, p. 179–187, jun. 2008.

ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. A PESCA ARTESANAL NO BAIXO AMAZONAS : ANÁLISE MULTIVARIADA DA CAPTURA POR ESPÉCIES. **Acta Amazonica**, v. 26, n. 3, p. 185–208, 1996.

ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Lower Amazon, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 3, n. 4, p. 315–333, 1996.

ISAAC, V. J.; RUFFINO, M. L.; MELLO, P. Considerações sobre o método de amostragem para a coleta de dados sobre captura e esforço pesqueiro no médio Amazonas. **Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca**, v. 22, p. 175–199, 2000.

ISAAC, V.; RUFFINO, M.; MCGRATH, D. In Search of a New Approach to Fisheries Management in the Middle Amazon Region. In: **Fishery Stock Assessment Models**. [s.l.] Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks, 1998. p. 889–902.

JOHNSON, L. B.; HOST, G. E. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 41–66, 2010.

JUNK, W.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Canadian Journal of Fishers and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110–127, 1989.

JUNK, W. J. Áreas inundáveis - Um desafio para Limnologia. **Acta Amazonica**, v. 10, n. 4, p. 775–795, 1980.

JUNK, W. J. **The Central Amazon Floodplain: ecology of a pulsing system**. Springer-V ed. v. 126, 1997.

JUNK, W. J. et al. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461–475, 2012.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications - an update. **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**, p. 117–149, 2004.

LO, M. et al. The Influence of Forests on Freshwater Fish in the Tropics: A Systematic Review. **BioScience**, v. 70, n. 5, p. 404–414, 2020.

LO, M.; NARULITA, S.; ICKOWITZ, A. The relationship between forests and freshwater fish consumption in rural Nigeria. **PLoS ONE**, v. 14, n. 6, p. 1–15, 2019.

LOBÓN-CERVIA, J. et al. The importance of forest cover for fish richness and abundance on the Amazon floodplain. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 245–255, 2015.

LOPES, G. C. dos S. et al. SMALL-SCALE FISHERIES IN THE AMAZON BASIN: GENERAL PATTERNS AND DIVERSITY OF FISH LANDINGS IN FIVE SUB-BASINS. **Bol. Inst. Pesca**, v. 42, n. 4, p. 895–909, 2016.

LYNCH, A. J. et al. The social, economic, and environmental importance of inland fish and fisheries. **Environmental Reviews**, v. 24, n. 2, p. 115–121, 2016.

MCGRATH, D. G. et al. Fisheries and the evolution of resource management on the lower Amazon floodplain. **Human ecology**, v. 21, n. 2, p. 167–195, 1993.

MCGRATH, D. G.; ALMEIDA, O. T.; MERRY, F. D. The Influence of Community Management Agreements on Household Economic Strategies: Cattle Grazing and Fishing Agreements on the Lower Amazon Floodplain. **International Journal of the Commons**, v. 1, n. 1, p. 67, 2007.

MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: JUNK, W. J. et al. (Ed.). **Amazonian floodplain forests**. Springer ed. Dordrecht: Springer, 2010. p. 43–59.

MERONA, B.; BITTENCOURT, M. M. A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus: resultados preliminares. **Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**, p. 433–453, 1988.

MÉRONA, B. de. Pesca et ecologia dos recursos aquáticos na Amazonia. In: FURTADO, L. G.; MELLO, A. F.; LEITÃO, W. (Ed.). **Povos das águas realidade e perspectivas na Amazonia**. MPEG/ UFPA ed. p. 159–185, 1993.

MERTES, L. A. K.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Channel-floodplain geomorphology along the Solimões-Amazon River, Brazil. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 108, n. 9, p. 1089–1107, 1996.

MIGUET, P. et al. What determines the spatial extent of landscape effects on species? **Landscape Ecology**, v. 31, n. 6, p. 1177–1194, 2016.

MONTEIRO, A. M. V. et al. **Análise espacial de dados geográficos**. Embrapa ed. [s.l.: s.n.]

NOLAN, K. S.; FABRE, N. N.; BATISTA, V. S. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. **J. Appl. Ichthyol.**, v. 25, p. 294–298, 2009.

OBERDORFF, T. et al. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. **Science Advances**, v. 5, n. 9, p. 1–10, 2019.

OKSANEN, J. et al. The vegan package. **Community ecology package**, v. 10, p. 631–637, 2007.

PETRERE, M.; GIACOMINI, H.; DE MARCO JR., P. Catch-per-unit-effort: which estimator is best? **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 483–491, 2010.

PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**, v. 63, n. 3, p. 547–579, 2003.

PIEIDADE, M. T. F. et al. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains : state of the art and research needed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 165–178, 2010.

PRESTES-CARNEIRO, G. et al. Subsistence fishery at Hatahara (750 – 1230 CE), a pre-Columbian central Amazonian village. **Journal of Archaeological Science: Reports**, v. 8, p. 454–462, 2016.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. 2013.

RENÓ, V. F. et al. Remote Sensing of Environment Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical Landsat MSS / TM imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 115, n. 12, p. 3446–3456, 2011.

RENÓ, V.; NOVO, E. Forest depletion gradient along the Amazon floodplain. **Ecological**

Indicators, v. 98, p. 409–419, 2019.

RENÓ, V.; NOVO, E.; ESCADA, M. Forest fragmentation in the lower amazon floodplain: Implications for biodiversity and ecosystem service provision to riverine populations. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 1–26, 2016.

RICHARD, J. C. et al. Size - structured habitat selection by arapaima in floodplain lakes of the Lower Amazon. **Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst**, v. 28, n. December 2017, p. 1403–1413, 2018.

RICHARDS, S. A. Testing ecological theory using the information-theoretic approach: Examples and cautionary results. **Ecology**, v. 86, n. 10, p. 2805–2814, 2005.

RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Bull. Fish. Res. Bd. Can.**, v. 191, p. 1–382, 1975.

RÖPKE, C. P. et al. Simultaneous abrupt shifts in hydrology and fish assemblage structure in a floodplain lake in the central Amazon. **Scientific Reports**, v. 7, p. 1–10, 2017.

RUFFINO, M. L. **Gestão do uso dos recursos pesqueiros na Amazônia**. ProVárzea, ed. Manaus: ProVárzea, IBAMA, MMA, 2005.

SAINT-PAUL, U.; BAYLEY, P. B. A situação da pesca na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 9, n. 4, p. 109–114, 1979.

SANTOS, G. M. dos; SANTOS, A. C. M. dos. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, p. 165–182, ago. 2005.

SIOLI, H. **Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Vozes ed. Petrópolis, RJ: Backhuys Publishers, 1991.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K. et al. Amazon floodplain fish diversity at different scales : do time and place really matter ? **Hydrobiologia**, v. 277, p. 99–110, 2016.

TURNER, S. J. et al. Fishing impacts and the degradation. **Fisheries Management and Ecology**, v. 6, p. 401–420, 1999.

VERÍSSIMO, J. **A pesca na Amazônia**. Rio de Janeiro: Livraria Clássica Alves, 1895.

WAGNER, H. H.; FORTIN, M.-J. SPATIAL ANALYSIS OF LANDSCAPES: CONCEPTS AND STATISTICS. **Ecology**, v. 86, n. 8, p. 1975–1987, 2005.

WANG, X. et al. Hydroclimate changes across the Amazon lowlands over the past 45,000 years. **Nature**, v. 541, n. 7636, p. 204–207, 2017.

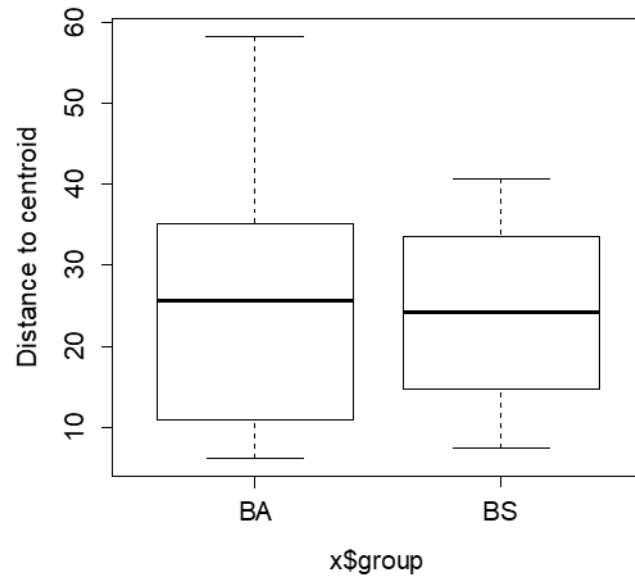
WASSMANN, R.; MARTIUS, C. Methane emissions from the Amazon floodplain. In: JUNK, W. J. (Ed.). **The Central Amazon Floodplain – Ecology of a Pulsing System**. Springer-V ed. Heidelberg, Alemanha: Springer, 1997. p. 137–143.

WHITTINGHAM, M. J. et al. Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 5, p. 1182–1189, 2006.

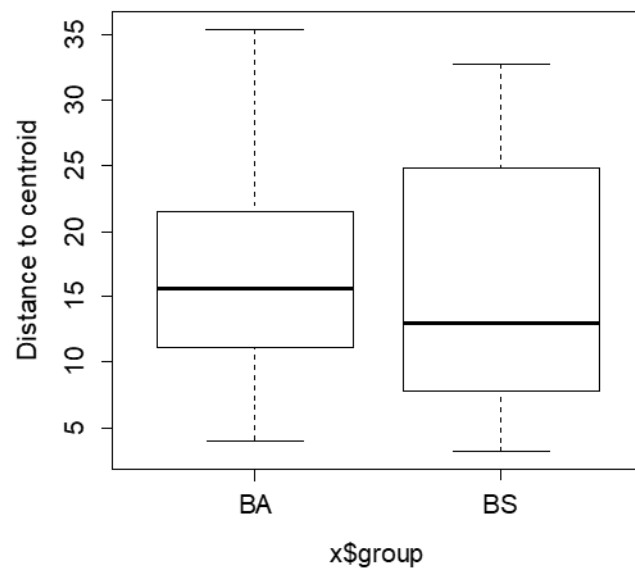
- WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Functional ecology**, v. 3, n. 4, p. 385–397, 1989.
- WINKLERPRINS, A. M. G. A. Jute cultivation in the Lower Amazon, 1940-1990: an ethnographic account from Santarém, Pará, Brazil. **Journal of Historical Geography**, v. 32, n. 4, p. 818–838, 2006.
- WITTMANN, F.; ANHUF, D.; JUNK, W. J. Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote-sensing techniques. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 6, p. 805–820, 2002.
- WITTMANN, F.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. The várzea forests in Amazonia: Flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 196, n. 2–3, p. 199–212, 2004.
- WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; JUNK, W. J. Phytogeography, species diversity, community structure and dynamics of central Amazonian floodplain forests. In: **Amazonian floodplain forests**. Dordrecht: Springer, 2010. p. 61–102.
- YOUN, S. J. et al. Inland capture fishery contributions to global food security and threats to their future. **Global Food Security**, v. 3, n. 3–4, p. 142–148, 2014.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. Fifth edn ed. Pearson, 2009.
- ZUUR, A. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer S ed. [s.l.] Springer Science & Business Media, 2009.

APÊNDICE

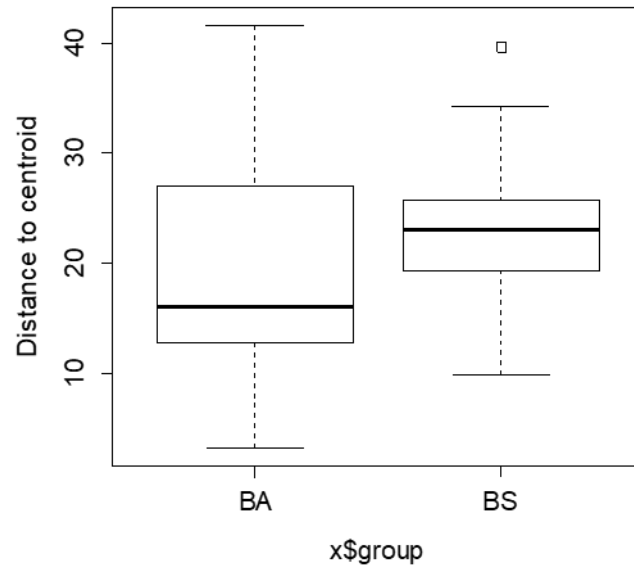
Apêndice 1 – Gráfico betadisper para homogeneidade multivariada de dispersões de variâncias dos resíduos do modelo MANOVA para o período de águas altas no buffer de 1000 m (BA – Baixo Amazonas; BS – Baixo Solimões; $p = 0,775$).



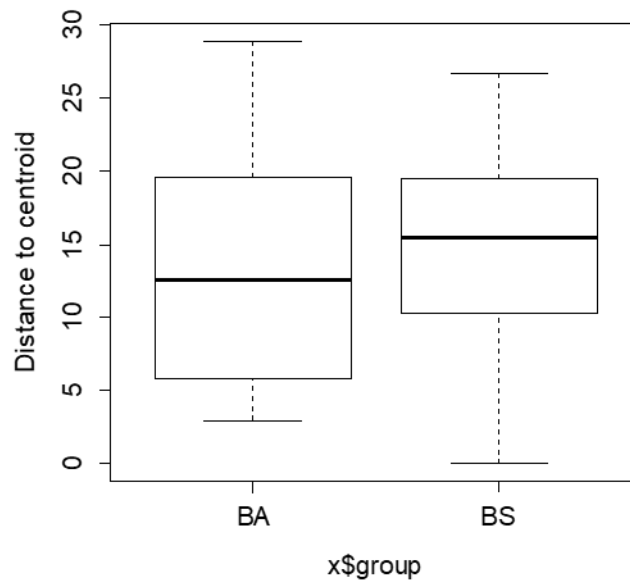
Apêndice 2 – Gráfico betadisper para homogeneidade multivariada de dispersões de variâncias dos resíduos do modelo MANOVA para o período de águas baixas no buffer de 1000 m (BA – Baixo Amazonas; BS – Baixo Solimões; $p = 0,922$).



Apêndice 3 – Gráfico betadisper para homogeneidade multivariada de dispersões de variâncias dos resíduos do modelo MANOVA para o período de águas altas no buffer de 2000 m (BA – Baixo Amazonas; BS – Baixo Solimões; $p = 0,315$).



Apêndice 4 – Gráfico betadisper para homogeneidade multivariada de dispersões de variâncias dos resíduos do modelo MANOVA para o período de águas baixas no buffer de 2000 m (BA – Baixo Amazonas; BS – Baixo Solimões; $p = 0,883$).



Apêndice 5 - Modelos com todas as combinações possíveis de variáveis independentes, incluindo um modelo somente com intercepto considerando o buffer de 1000 m. Todos os modelos são comparados simultaneamente usando como medidas de probabilidade, o critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença entre um determinado modelo e o melhor modelo ($\Delta AICc$) e um peso de Akaike (w_i), uma medida da probabilidade de que o modelo em questão seria o modelo mais adequado dos modelos candidatos. AA (água aberta); ARB (arbustos inundados); HER (herbáceas inundadas); LOC (local).

Intercepto	AA	ARB	HER	LOC	AA:LOC	ARB:LOC	HER:LOC	df	LogLik	AICc	$\Delta AICc$	w_i
196.3		18		-158.7				5	-240.447	492.5	0	0.274
242.6		16.55	-12.63	-210			14.26	7	-238.69	494.5	2.02	0.1
271.9				-222.4				4	-242.787	494.6	2.13	0.095
196.9		17.32	0.7504	-161.7				6	-240.39	495	2.58	0.076
190.4		20.34		-151.4		-5.188		6	-240.402	495.1	2.6	0.075
196.3	-0.022	18.15		-158.6				6	-240.447	495.2	2.69	0.071
329.5			-17.4	-285.4			18.85	6	-240.757	495.8	3.31	0.052
255.9	0.4943			-209.4				5	-242.44	496.5	3.99	0.037
269.8			1.062	-224.4				5	-242.595	496.8	4.3	0.032
233.1		19.68	-12.36	-199.5		-5.871	14.09	8	-238.621	497.4	4.88	0.024
242.3	-0.2029	17.62	-12.2	-210.2			14.14	8	-238.656	497.4	4.95	0.023
189.3		20.22	0.8624	-153		-6.131		7	-240.323	497.8	5.28	0.02
196.6	-0.1433	18.21	0.9282	-161.7				7	-240.374	497.9	5.39	0.019
190	-0.06347	20.92		-150.6		-5.546		7	-240.398	497.9	5.43	0.018
196.9	-0.1353	18.63		-160.3	0.2627			7	-240.428	498	5.49	0.018
318.8	0.2925		-17.32	-275.2			18.43	7	-240.651	498.4	5.94	0.014
256.8	0.4049		0.6323	-212.2				6	-242.379	499	6.55	0.01
252.9	0.6273			-205.1	-0.3652			6	-242.403	499.1	6.6	0.01
228.5	-0.3596	23.05	-11.52	-195.3		-8.573	13.84	9	-238.531	500.4	7.88	0.005
240.9	-0.00833	17	-12.47	-208.4	-0.58		15.06	9	-238.574	500.4	7.97	0.005
186.6	-0.2753	22.84	1.254	-150.3		-8.154		8	-240.271	500.7	8.18	0.005
187.7	-0.3524	23.84		-149.9	0.5374	-8.531		8	-240.336	500.8	8.31	0.004
196.5	-0.123	18.09	1.003	-161.5	-0.0678			8	-240.373	500.9	8.39	0.004

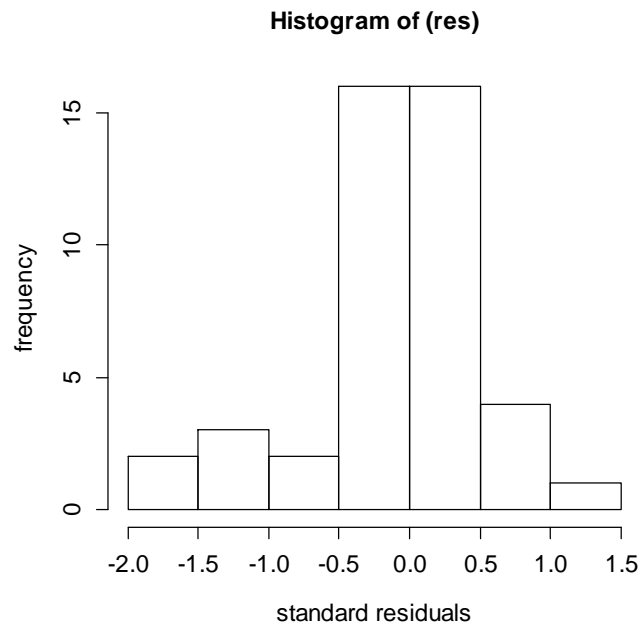
311.4	0.6049		-17.53	-266.6	-0.9726		19.46	8	-240.419	501	8.48	0.004
250.2	0.6331		1.306	-204.4	-0.8318			7	-242.222	501.6	9.08	0.003
230.1	-0.1832	21.43	-11.85	-196.9	-0.3843	-6.809	14.51	10	-238.499	503.7	11.19	0.001
186.2	-0.3612	23.84	1.083	-150	0.2023	-9.157		9	-240.264	503.8	11.35	0.001
70.06		38.56						4	-256.477	522	29.51	0
80.41		42.72	-4.655					5	-255.341	522.3	29.79	0
70.77	-1.134	47.74						5	-256.1	523.8	31.31	0
80.36	-0.4823	45.3	-4.071					6	-255.285	524.8	32.37	0
124.4	1.493							4	-263.865	536.8	44.28	0
143.5	1.743		-6.817					5	-262.969	537.5	45.04	0
150.6								3	-265.894	538.4	45.91	0
173.5			-6.806					4	-265.087	539.2	46.73	0

Apêndice 6 - Modelos com todas as combinações possíveis de variáveis independentes, incluindo um modelo somente com intercepto considerando o buffer de 2000 m. Todos os modelos são comparados simultaneamente usando como medidas de probabilidade, o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) a diferença entre um determinado modelo e o melhor modelo ($\Delta AICc$) e um peso de Akaike (w_i), uma medida da probabilidade de que o modelo em questão seria o modelo mais adequado dos modelos candidatos. AA (água aberta); ARB (arbustos inundados); HER (herbáceas inundadas); LOC (local).

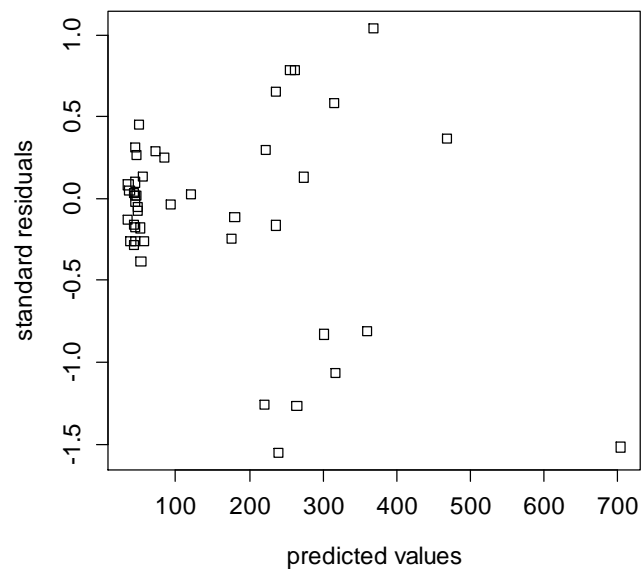
Intercepto	AA	ARB	HER	LOC	AA:LOC	ARB:LOC	HER:LOC	df	LogLik	AICc	$\Delta AICc$	w_i
271.9				-222.4				4	-242.787	494.6	0	0.219
230.8		7.164		-191.3				5	-242.047	495.7	1.07	0.128
327.9			-11.96	-280.7			12.27	6	-240.707	495.7	1.08	0.128
258.4	0.3629			-212.9				5	-242.487	496.6	1.95	0.083
271.7			0.06782	-222.8				5	-242.786	497.2	2.55	0.061
281.4		6.907	-10.22	-247.8			10.96	7	-240.05	497.2	2.61	0.059
206.7		13.09		-161.5		-10.01		6	-241.758	497.8	3.19	0.045
225.9	0.3679	6.037		-189.3				6	-241.791	497.9	3.25	0.043
313	0.4752		-12.43	-266.2			12.08	7	-240.404	497.9	3.32	0.042
228.2		7.549	0.2951	-191.7				6	-242.029	498.3	3.73	0.034
255.1	0.5438		-0.6491	-206.6				6	-242.373	499	4.42	0.024
254.9	0.4854			-208.5	-0.2145			6	-242.464	499.2	4.6	0.022
287.5	0.5464	3.824	-11.81	-244.9			11.23	8	-239.759	499.6	5.03	0.018
266.6		10.34	-10.22	-222.7		-7.419	10.42	8	-239.974	500.1	5.46	0.014
229.8	0.6037	4.597	-0.9974	-185.4				7	-241.61	500.3	5.73	0.013
207.5	0.2733	11.03		-165.5		-7.964		7	-241.628	500.4	5.77	0.012
206.9		13.12	-0.1379	-160.8		-9.905		7	-241.751	500.6	6.01	0.011
226.1	0.2808	6.455		-190.7	0.1511			7	-241.783	500.7	6.08	0.011
311.5	0.5476		-12.53	-264.6	-0.1864		12.34	8	-240.395	500.9	6.3	0.009
257.3	0.478		-0.8292	-208.7	0.2053			7	-242.363	501.8	7.24	0.006
270.5	0.4895	7.277	-11.23	-227.6		-3.879	10.75	9	-239.713	502.7	8.12	0.004
288	0.4907	3.917	-11.71	-245.5	0.1381		11.02	9	-239.754	502.8	8.2	0.004

208.7	0.5046	9.947	-0.8076	-163.8		-6.232		8	-241.486	503.1	8.49	0.003
233.8	0.3646	5.218	-1.603	-190	0.6902			8	-241.503	503.1	8.52	0.003
207.4	0.1754	11.69		-165.9	0.1486	-8.622		8	-241.62	503.4	8.75	0.003
209.9	0.1499	12.14	-1.47	-165.6	0.8599	-7.935		9	-241.329	506	11.35	0.001
270	0.4009	7.686	-11.04	-227.3	0.2001	-4.185	10.41	10	-239.703	506.1	11.47	0.001
99.73		27.14	-4.874					5	-256.398	524.4	29.77	0
107.2	1.476	18.95	-6.839					6	-255.602	525.5	30.87	0
74.74		24.8						4	-259.462	528	33.35	0
74.24	0.151	23.93						5	-259.452	530.5	35.88	0
155.2	2.191		-8.297					5	-260.02	531.6	37.02	0
189.6			-6.697					4	-262.697	534.4	39.82	0
124	1.156							4	-264.281	537.6	42.99	0
150.6								3	-265.894	538.4	43.79	0

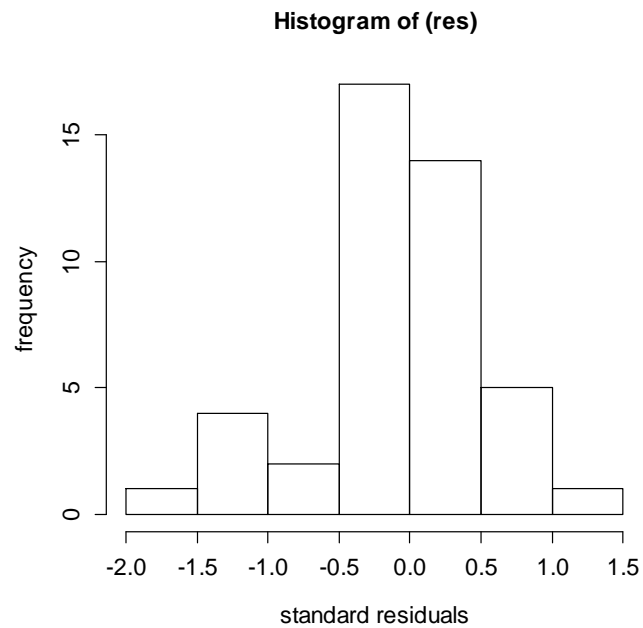
Apêndice 7 - histograma de resíduos padronizados para o modelo GLMM com buffer de 1000 m.



Apêndice 8 - Gráfico de dispersão de resíduos padronizados em relação aos valores previstos para o modelo GLMM com buffer de 1000 m.



Apêndice 9 - histograma de resíduos padronizados para o modelo GLMM com buffer de 2000 m.



Apêndice 10 - Gráfico de dispersão de resíduos padronizados em relação aos valores previstos para o modelo GLMM com buffer de 2000 m.

