



Ministério da Ciência,  
Tecnologia e Inovação



## **UHE SANTO ANTÔNIO**

### **PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA FAUNA**

### **SUBPROGRAMA MONITORAMENTO DA AVIFAUNA**

### **RELATÓRIO DE PRÉ-ENCHIMENTO**

**Manaus, fevereiro de 2013**

## 1. APRESENTAÇÃO

Este relatório apresenta os resultados dos estudos sobre a comunidade de aves da área de influência direta da UHE Santo Antônio, desenvolvidos no âmbito do Programa de Monitoramento de Fauna, Subprograma Monitoramento da Avifauna (Figura 1). São apresentadas informações primárias sobre a ocorrência de espécies de aves. Os resultados apresentados são baseados nos dados acumulados entre dezembro de 2009 e novembro de 2011 coletados por meio de censos por pontos de escuta, capturas em redes de neblina e censos aquáticos por um equipe composta por 17 biólogos e aproximadamente 15 auxiliares de campo entre taxidermista, barqueiros, cozinheira, motoristas e mateiros (Figura 2).

Todos os estudos, coletas e transporte de material biológico foram conduzidos sob a autorização 067/2010/CGFAP/DBFLO/IBAMA e suas renovações 110/2011 e 138/2011 (Processo IBAMA: 02001.000965/20008-83).

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	2	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	---	---



**Figura 1.** Área de Influência Direta da UHE Santo Antônio: (A) Rio Madeira ao amanhecer; (B) Rio Branco; (C) Rio Madeira próximo à Cachoeira de Jirau; (D) Cachoeira de Teotônio; (E) Igarapé na Ilha do Búfalo; (F) Borda de mata com Ipê florindo. Fotos de autoria da equipe.



**Figura 2.** Equipe técnica de amostragem de aves na Área de influência direta da UHE Santo Antônio em campo: (A) Jaci-Paraná em agosto de 2010; (B-C) censo aquático; (D-F) capturas com redes de neblina. Fotos de autoria da equipe.

## 2. INTRODUÇÃO

Fatores antropogênicos podem ter grandes impactos sobre o funcionamento e a estabilidade de ecossistemas, os quais são refletidos em alterações na biodiversidade. A construção de grandes reservatórios ou lagos artificiais para geração de energia hidroelétrica, irrigação, controle de inundação ou abastecimento de água potável são um dos mais dramáticos e amplamente distribuídos impactos antropogênicos sobre a fauna e a flora, pois os reservatórios desestabilizam o meio aquático por um longo período de tempo, com profundas implicações principalmente para a fauna aquática da área afetada (Rebouças e Braga, 2002). Há um consenso geral de substituição de espécies reofílicas (espécies características de habitats com água corrente) por espécies limnofílicas (espécies características de habitats com água estagnada), com alterações na composição de espécies de zooplâncton, zoobentos e peixes. Os principais impactos ambientais gerados pela construção de hidrelétricas são: decomposição da vegetação terrestre inundada (Tundisi, 2007), deterioração da qualidade da água (Tundisi, 2007), modificações do ciclo hidrológico, principalmente aquelas relativas à vazões e à jusante (Basso, 2000), alterações climáticas globais, como aquecimento da atmosfera através da liberação de gases de efeito estufa pelos reservatórios (Fearnside, 1995; Fearnside, 2001; Arfi, 2003; Tundisi, 2007; Fearnside, 2008, Fearnside & Millikan, 2012), alterações microclimáticas (Fisch *et al.*, 1990; Sanches & Fisch, 2005) e perda de serviços dos ecossistemas terrestres e aquáticos, incluindo a biodiversidade (Tundisi, 2007, Henriques *et al.*, 2008; Henriques & Dantas, 2009).

Na Amazônia Brasileira já foram construídas quatro hidroelétricas consideradas de grande porte, ou seja, mais de 10 MW de capacidade instalada (Brasil, Eletrobrás 1987): Curuá-Una (com reservatório de 72 km<sup>2</sup>, 40 MW de capacidade instalada e fechamento da barragem datado de 1977) e Tucuruí no Estado do Pará (2.875 km<sup>2</sup>; 8.000 MW; fechamento da barragem na cota 72 em 1984 – Tucuruí I, e ampliação para a cota 74 em 2002 – Tucuruí II), Balbina, no Estado do Amazonas (2.360 km<sup>2</sup>; 250 MW; fechamento em 1987), e Samuel, no Estado de Rondônia (645 km<sup>2</sup>; 217 MW; fechamento em 1988). A Usina Hidrelétrica de Santo Antônio, cuja operação comercial iniciou com duas das quarenta e quatro turbinas em abril de 2012, terá capacidade de gerar até 3.150 MW. As turbinas são do tipo bulbo,

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	5	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	---	---

que não exigem grandes reservatórios, mas sim grandes volumes e velocidade de água. A área do reservatório é de 350 km<sup>2</sup>, dos quais 142 km<sup>2</sup> são a própria calha do rio Madeira. Dessa forma, a área de inundação foi de 208 km<sup>2</sup> de terras das margens do rio. A barragem da Usina fica localizada na área da antiga cachoeira de Santo Antônio, a 10 km da cidade de Porto Velho. Ainda assim, são esperados impactos negativos diretos e imediatos sobre o rio Madeira e indiretos sobre toda a sua bacia hidrográfica.

Em áreas sob iminente impacto ambiental, estudos sobre a avifauna podem oferecer importantes subsídios para a previsão e mitigação dos efeitos das alterações ambientais, bem como para a identificação de áreas e habitats prioritários para conservação e para o estabelecimento de áreas de compensação. Portanto, o programa de monitoramento da avifauna na área de entorno da UHE Santo Antônio foi desenvolvido com o estabelecimento de três objetivos principais: (1) contribuir para o conhecimento científico da região sob influência direta e indireta da obra; (2) identificar os possíveis efeitos do empreendimento sobre a avifauna da região sob influência direta e indireta da obra e (3) servir de ferramenta para o planejamento e a implementação de ações mitigadoras e compensatórias que minimizem as perdas pelos danos ambientais. Para tal, foram previstas amostragens em fases pré- e pós-enchimento do reservatório, sendo apresentados aqui os resultados da fase pré-enchimento que, de uma forma ou de outra, contribuíram diretamente para os três objetivos descritos acima. A comparação dos dados do presente estudo aos dados da fase pós-enchimento permitirão conclusões sobre os efeitos do empreendimento sobre a avifauna da região.

Desta forma, como resultado desse estudo, é apresentada uma caracterização ecológica da avifauna e desenvolvida uma análise de raridade, cujo objetivo foi obter uma identificação rápida das espécies mais raras e, portanto, mais vulneráveis da avifauna da área de entorno do reservatório da UHE Santo Antônio. Nesse sentido, cada espécie registrada foi analisada de acordo com uma classificação tridimensional de raridade (distribuição geográfica x especificidade ao habitat x tamanho local da população). A raridade de uma espécie tem sido utilizada como indicadora da sua vulnerabilidade a extinção. Como a intervenção humana, através da alteração de habitats, pode levar a um aumento da raridade de uma espécie, análises desse tipo

podem contribuir para o estabelecimento de estratégias e prioridades em biologia da conservação, além de possibilitar uma análise mais objetiva dos custos ambientais representados por projetos como a implementação da UHE Santo Antônio. Na região Neotropical, este método foi utilizado para determinar padrões de raridade em aves (Kattan, 1992; Roma, 1996; Goerk, 1997; Borges, 2006), plantas (Pitman *et al.* 1999), borboletas (Thomas & Mallorie, 1985) e mamíferos (Arita *et al.*, 1990; Yu & Dobson, 2000).

Aves constituem uma alta proporção da diversidade de vertebrados na floresta Amazônica e são consideradas como grupo alvo para monitoramento porque são principalmente diurnas e geralmente muito conspicuas, sendo facilmente amostradas por uma variedade de métodos, e suas distribuições, história natural e sistemática são geralmente bem conhecidas (Pettingill, 1990). Além disso, possuem potencial para servirem como indicadores de degradação, por responderem as mudanças de hábitat em diferentes escalas (e.g., Wiens, 1989). Por exemplo: 1) algumas aves de sub-bosque são altamente sensíveis às aberturas no dossel florestal, evitando clareiras e tornando-se vulneráveis ao isolamento em fragmentos florestais circundados por pastagens (Karr, 1982; Bierregaard & Lovejoy, 1989; Stouffer & Bierregaard 1995 a, b); 2) a organização da sua comunidade se correlaciona com a estrutura da vegetação (MacArthur *et al.*, 1966); 3) apresentam suscetibilidade às modificações ambientais na estrutura florestal, tais como aberturas no dossel, fragmentação, bordas de mata e manejo florestal para exploração madeireira (Schemske & Brokaw, 1981; Bierregaard & Lovejoy 1989; Levey, 1988; Stouffer & Bierregaard, 1995a, 1995b; Mason & Thiollay, 2001; Wunderle *et al.* 2005, 2006; Henriques *et al.* 2008; Lees & Peres 2009, 2010). Parcela importante das aves da floresta Amazônica é a que ocorre em habitats aquáticos ou ribeirinhos. Apesar desses habitats representarem 6%, ou 300.000 km<sup>2</sup>, da Amazônia Brasileira e aves associadas a habitats aquáticos afetarem a distribuição e abundância de organismos em níveis tróficos inferiores, existem poucos estudos sobre a comunidade de aves aquáticas na Amazônia. Na Amazônia Brasileira, já foram conduzidos estudos na Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá (Cintra *et al.*, 2007), Ilha da Marchantaria (Peterman, 1997), Parque Nacional do Jaú (Borges & Carvalhaes 2000) e Estação Biológica de Anavilhanas (Cintra *et al.*, 2007). Além disso, a avifauna associada a

ambientes aquáticos constitui uma importante parcela da comunidade de aves da região da UHE de Santo Antônio, pois algumas, como os anatídeos (patos, marrecos), constituem fonte de alimento para populações ribeirinhas.

As variações sazonais no nível das águas na bacia Amazônica governam processos geomorfológicos, hidrológicos e ecológicos (Alsdorf *et al.*, 2000) e podem ter influencia em aspectos vitais de organismos associados a ambientes aquáticos (e.g. Bolster & Robinson, 1990). Também os processos de erosão e sedimentação contribuem na formação de distintos tipos de habitats, que mudam em disponibilidade no tempo e no espaço (Petermann, 1997). Esses ambientes especiais disponíveis sazonalmente nos rios, igarapés, ilhas e lagos são: praias de areia nas margens, bancos de areia, barreiros nos barrancos dos rios e pedrais. Também nas margens dos rios, igarapés, ilhas e lagos se encontram tipos de vegetação características: florestas ripárias, matagais e florestas sazonalmente alagáveis – igapó e várzea (Remsen & Parker, 1983). Aproximadamente 15% da avifauna não-aquática da bacia Amazônica é restrita a esses ambientes criados por rios e alterações nas variações sazonais nos níveis das águas, (e.g. no fluxo de água com uma barragem) poderiam eliminar ou alterar esses ambientes e levar à extinção local de espécies restritas a esses habitats (Remsen & Parker, 1983). Além das aves restritas a esses ambientes, aves aquáticas e outras não estritamente aquáticas se reúnem em grupos nesses habitats tanto para nidificar (como as gaivotas, corta-águas e bacuraus), como para descansar ou se alimentar (patos, biguás, garças, andorinhas), inclusive durante a migração (maçaricos).

Entre os anos de 2003 e 2005, foram desenvolvidos estudos de impacto ambiental na região, cujos resultados foram consolidados no EIA/RIMA das Usinas Hidrelétricas de Santo Antônio e Jirau. Como resultado desses estudos, Cohn-Haft *et al.* (2005) apresentaram uma lista composta por 766 espécies, das quais 498 foram efetivamente registradas, e um reflexão sobre os principais impactos esperados na comunidade de aves por classes de ambientes. Diferente do estudo desenvolvido por Cohn-Haft *et al.* (2005), que somente apresentaram análises com dados qualitativos, os resultados apresentados neste relatório foram baseados em métodos quantitativos. Tais métodos possibilitaram a descrição da variação espacial e temporal da comunidade de aves e procuraram estabelecer as bases para as futuras



comparações das potenciais alterações na comunidade de aves em resposta à implementação da UHE Santo Antônio e ao acelerado processo de degradação ambiental observado na área decorrente da implementação desse empreendimento, incluindo o aumento da ocupação humana dessa região.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. Área de Amostragem – Avifauna Terrestre

Na coleta de dados primários foram utilizados os sete módulos de amostragem estabelecidos seguindo as diretrizes do Programa de Pesquisa em Biodiversidade - PPBio <<http://ppbio.inpa.gov.br>>, criado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação - MCTI para aumentar a eficiência de estudos de monitoramento de biodiversidade na Amazônia. O PPBio está baseado no uso de protocolos de amostragem padronizados e integrados espacialmente por meio da infra-estrutura modular de transectos e parcelas de amostragem, que constituem as unidades independentes de amostragem. Quatro módulos foram estabelecidos na margem esquerda do rio Madeira e três módulos na margem direita, sendo que um desses módulos se encontra na margem direita do rio Jaci-Paraná. Cada módulo de amostragem foi composto por dois transectos paralelos de 5 km de extensão, separados entre si por 1 km, iniciando na margem do rio, no nível da cota de cheia, e conectados entre si por trilhas abertas à altura dos 2000m e dos 5000m. Os módulos foram dispostos perpendicularmente aos rios Madeira e Jaci-Paraná e os transectos foram marcados por estacas de identificação a cada 50 m. Em cada transecto de 5 km foram instaladas sete parcelas de amostragem terrestre nas marcas de 0 (zero), 500, 1000, 2000, 3000, 4000 e 5000 m. Cada parcela de amostragem consistiu de uma linha central de 250 m de comprimento, seguindo a curva de nível do terreno, para minimizar a variação ambiental dentro da parcela. A linha central da parcela foi marcada por um corredor de 50 cm, delimitada por fita plástica, que serviu de corredor de deslocamento para os pesquisadores. A primeira parcela de amostragem terrestre, posicionada na linha da cota do rio no pico da cheia, ficará submersa após o enchimento do reservatório, com a exceção das primeiras parcelas dos módulos Ilha do Búfalo, Teotônio e Jaci-Paraná-MD.

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	9	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	---	---

Foram realizadas seis expedições ao longo de dois anos do período de pré-enchimento da barragem, sendo três na época seca e três no período chuvoso. A primeira expedição ocorreu entre os dias 18 e 29 de março de 2010, correspondendo ao período de chuvas. A segunda expedição ocorreu entre os dias 18 de julho e 6 de agosto de 2010, correspondendo ao período de seca. A terceira expedição ocorreu de 18 de novembro a 12 de dezembro de 2010, correspondendo ao período de seca. A quarta expedição ocorreu de 08 a 28 de fevereiro de 2011, correspondendo ao período de cheia. A quinta expedição ocorreu 20 de maio a 29 de junho de 2011, correspondendo ao período de cheia. A sexta expedição ocorreu entre 02 de outubro a 23 de novembro de 2011, correspondendo ao período de seca. Em cada expedição, as áreas de amostragem foram amostradas por um período de quatro dias, com a exceção da quinta expedição, que apresentou esforço amostral diferenciado das demais, devido a necessidade de se realizar testes de desenho amostral para amostragem com redes de neblina. As diferenças metodológicas da quinta expedição, bem como seus objetivos e resultados específicos são apresentados abaixo, nas respectivas sessões sobre amostragem de aves com redes de neblina. Os módulos amostrados foram:

**MÓDULO ILHA DO BÚFALO** (Lat. 334131, Long. 8988588): Localizado na margem esquerda do rio Madeira com vegetação composta por Floresta Ombrófila Aberta com palmeiras com sub-bosque aberto. A palmeira dominante é o babaçu. Essa fisionomia corresponde a floresta de terra firme, que nesse módulo apresentou um grau variado de conservação, sendo recortada por trilha de gado e por pastagem ativa. Neste módulo também foi observado chavascal, que é caracterizada por solo encharcado, devido o lençol freático ser alto, e que alaga rasamente por água de chuva durante o período de chuvoso, alguns trechos de campinarana e uma grande extensão de capoeira.

**MÓDULO ILHA DA PEDRA** (Lat. 322187, Long. 8984650): Localizado na margem esquerda do rio Madeira, com vegetação composta por Floresta Ombrófila Aberta que apresenta uma grande área de baixio, o qual permanece alagado por um longo período, sendo caracteristicamente um igapó em floresta de terra firme.

**MÓDULO TEOTÔNIO** (Lat. 323187, Long. 8984650): Localizado na margem esquerda do rio Madeira com vegetação composta por Floresta Ombrófila Aberta,

com presença de igapó e de áreas com dominância de taboquinha, recortada por grandes extensões de pastagem ativa. Durante os períodos de amostragem foram observadas atividades extrativistas, incluindo indícios de caça. Também foi observada uma grande extensão de capoeira.

**MÓDULO JIRAU – ME** (Lat. 310676, Long. 8969200): Localizado na margem esquerda do rio Madeira com vegetação composta Floresta Ombrófila Aberta, com a particularidade de apresentar o solo pedregoso. Nesse fisionomia também foi observada a presença de cactáceas e bromélias sobre o solo. Completando essa fisionomia, também foi observada a presença de igapós de terra firme, manchas de taboquinha com mais de um quilômetro de extensão e trechos de campinaranas.

**MÓDULO MORRINHOS** (Lat. 362138, Long. 9002688): Localizado na margem direita do rio Madeira com vegetação composta por Floresta Ombrófila Aluvial e Floresta Ombrófila Aberta com presença de igapós e áreas de pastagem ativa.

**MÓDULO JIRAU – MD** (Lat. 310083, Long. 8967528): Localizado na margem direita do rio Madeira com vegetação composta por Floresta Ombrófila Aluvial, Floresta Ombrófila Aberta, em grau variado de conservação, com presença de igapós e trechos de campinaranas, e mata secundária em estágio variado de sucessão. No início das amostragens de campo foi observado indício de exploração seletiva de madeira recente.

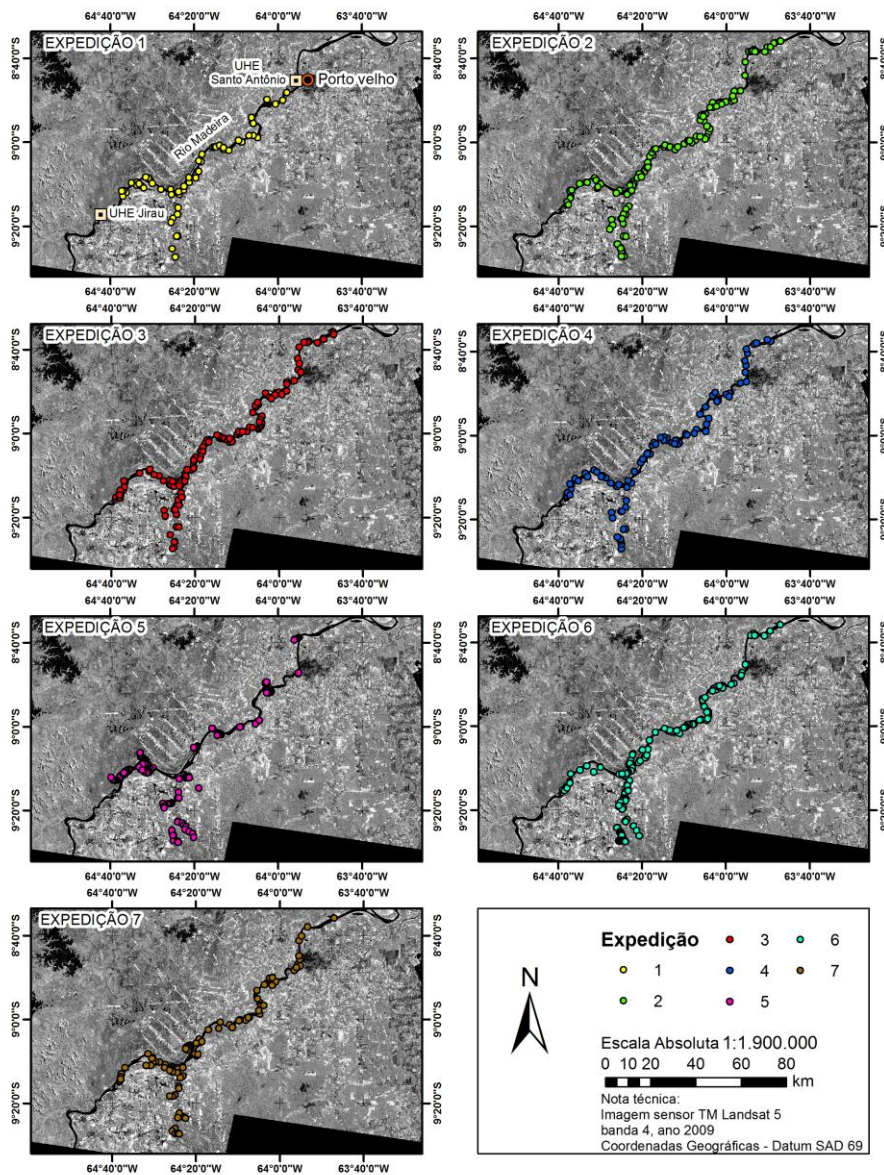
**MÓDULO JACI-PARANÁ – MD** (Lat. 347130, Long. 8953723): Localizado na margem direita do rio Madeira com vegetação composta Floresta Ombrófila Aberta, bem conservada, com presença de igapós e pequenos trechos de mata secundária.

### **3.2. Área de Amostragem – Avifauna Estritamente Aquática e Avifauna Restrita aos Hábitats Criados por Rios com Ênfase em Praias, Pedrais e Barreiros**

Os estudos sobre a avifauna aquática e sobre a avifauna restrita aos hábitats criados por rios foram conduzidos em sete expedições realizadas ao longo de dois anos do período de pré-enchimento da barragem, sendo quatro na época seca e três no período chuvoso. A primeira expedição ocorreu entre os dias 18 e 29 de março de 2010, correspondendo ao período de chuvas. A segunda expedição ocorreu entre os dias 18 de julho e 6 de agosto de 2010, correspondendo ao período de seca. A terceira expedição ocorreu de 18 de novembro a 12 de dezembro de 2010,

correspondendo ao período de seca. A quarta expedição ocorreu de 8 a 28 de fevereiro de 2011, correspondendo ao período de cheia. A quinta expedição ocorreu de 20 de maio a 12 de junho de 2011, correspondendo ao período de cheia. A sexta expedição ocorreu de 08 a 28 de outubro de 2011 e a sétima expedição ocorreu entre 30 de outubro a 21 de novembro de 2011, correspondendo ao período de seca. Os dados foram coletados ao longo de todo o trecho do rio Madeira e tributários considerado como área de influência direta da UHE Santo Antônio (Figura 3). O Lago Cuniã, localizado à jusante da barragem de Santo Antonio, também foi incluído na segunda expedição, considerando que grandes populações de aves aquáticas usam esse local e a variação no fluxo d'água à jusante da barragem poderá ter influencia no nível do lago e na manutenção das populações das aves.

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	12	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---



**Figura 3.** Área percorrida em cada uma das sete expedições realizadas na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, para censo da avifauna aquática e restrita aos habitats criados por rios (Expedição 1: 18 e 29 de março de 2010; Expedição 2: 18 de julho e 6 de agosto de 2010. Observar o ponto de registro no Lago Cuniã, ao norte da AID da UHE Santo Antônio; Expedição 3: 18 de novembro a 12 de dezembro de 2010; Expedição 4: 8 a 28 de fevereiro de 2011; Expedição 5: 20 de maio a 12 de junho de 2011; Expedição 6: 08 a 28 de outubro de 2011; Expedição 7: 30 de outubro a 21 de novembro de 2011.

### 3.3. Levantamento de dados secundários

O estudo de Cohn-Haft *et al.* (2005), quando da elaboração do diagnóstico ambiental que serviu de subsídios ao EIA/RIMA das Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio, foi a única fonte de dados secundários utilizada. Tais dados incluíam uma lista de espécies esperadas para a região, dadas suas distribuições geográficas conhecidas. Contudo, somente as espécies efetivamente registradas em Cohn-Haft *et al.* (2005) foram consideradas na listagem do presente relatório.

### 3.4. Métodos de Amostragem da Avifauna Terrestre

#### 3.4.1. Capturas com redes de neblina

A amostragem por meio de redes de neblina pode registrar espécies inconspícuas e de difícil visualização, embora deixe de registrar grande parte das espécies de aves presentes em uma região (Sutherland *et al.*, 2004). Porém, para fins de monitoramento, esta abordagem é útil por permitir a marcação individual dos espécimes capturados para posterior recaptura e verificação de movimentação, bem como para o acompanhamento dos contingentes das populações estudadas. Assim, cada indivíduo recebe uma anilha com numeração única que servirá para o acompanhamento do mesmo durante as etapas do empreendimento.

O método de captura utilizando redes de neblina foi empregado para amostrar as aves de sub-bosque em cada um dos sete módulos. Em cada módulo, somente as parcelas de um dos transectos foram amostradas (T1 ou T2), com a exceção da quinta expedição, na qual foram amostradas todas as parcelas de ambos os transectos em todos os módulos, sendo que em um dos transectos as parcelas foram amostradas por dois dias consecutivos e no outro por três dias consecutivos.

Em cada parcela de amostragem foram armadas dez redes de neblina que permaneciam abertas das 6:00 h às 11 h. Durante esse período a revisão das redes era feita a cada hora. Todos os indivíduos capturados foram identificados, pesados e sexados. Outras informações como presença de placa, idade, muda e horário de captura de cada indivíduo foram também coletadas. Todas as aves capturadas e soltas receberam anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE – Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres. Algumas das aves capturadas foram coletadas para incremento de coleção científica de referência e, em alguns casos,

confirmação de identificações. Os indivíduos coletados estão depositados na coleção de aves do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

### **3.4.2. Censos terrestres**

Foram realizados censos terrestres diurnos para amostrar as aves em cada uma das parcelas de amostragem nos dois transectos de cada um dos sete módulos. O método utilizado foi o de contagem por pontos de escuta (Hutto *et al.*, 1986). Durante a aplicação do método, um pesquisador e um assistente de campo caminharam ao longo do transecto de 5 km, parando a cada 400 m, onde foram estabelecidos os pontos de registro. Em cada ponto, todas as espécies de aves observadas ou ouvidas foram identificadas e registradas por um período de cinco minutos. Durante os censos, também foram obtidas informações referentes à hora de registro, hábitat e número de indivíduos de cada espécie. Cada censo diurno foi realizado entre 05:45 e 10:00 h. Durante os censos, as vocalizações da maior parte das espécies identificadas, bem como daquelas que não puderem ser identificadas diretamente no campo, foram gravadas. Dessa forma, a identificação destas últimas ainda pode ser obtida por meio de comparação com CDs comerciais. Nas observações e gravações foram utilizados binóculos Nikon 8X45, gravador digital Marantz e microfone Sennheiser ME 64.

### **3.4.3. Observações qualitativas**

Em todos os módulos foram realizados levantamentos qualitativos ao longo dos transectos utilizados nos levantamentos quantitativos. Durante esses levantamentos um ou dois pesquisadores registraram numa caderneta de campo todos os indivíduos e espécies observados e/ou ouvidos ao longo da trilha. Durante os levantamentos qualitativos, foram desenvolvidas observações de cunho ecológico, nas quais os seguintes dados foram registrados para algumas espécies observadas: 1) estrato; 2) grau de sociabilidade intra-específica (solitária, casal, grupos familiares ou bandos); 3) grau de sociabilidade interespecífica (se participa ou não de bandos mistos e/ou heteroespecíficos durante o forrageamento); e, para indivíduos observados forrageando, 4) o substrato (folha, tronco, flor, capim, chão, água ou ar); 5) atividade reprodutiva. Essas observações foram realizadas desde 30 minutos antes

do sol nascer até cinco ou seis horas após o mesmo, período que representa o pico diário de atividade da avifauna e permite a detecção tanto de espécies noturnas quanto diurnas. No período da tarde, a partir das três horas, também foram amostrados outros habitats menos extensivamente distribuídos e localizados nas proximidades dos acampamentos (vegetação secundária, praias, beira de rio, etc). Nos casos em que uma determinada vocalização emitida por uma espécie de ave não ter sido prontamente identificada, ela foi gravada e, em seguida, realizado o “play-back” (que geralmente permite a visualização da ave em questão).

### **3.5. Métodos de Amostragem da Avifauna Aquática e Associada aos Habitats Criados por Rios com Ênfase em Praias, Pedrais e Barreiros**

#### **3.5.1 Censos aquáticos**

As aves foram amostradas em censos realizados entre 6:00 e 10:30 h e entre 16:00 até 17:30 h. Não foram realizadas amostragens sob chuva. As amostragens foram desenvolvidas por dois observadores com auxílio de um bote com motor de popa 40hp em uma velocidade de 10 a 20 km/h, próximo a margem. O trajeto percorrido foi registrado com o auxílio de *GPS*. As aves foram identificadas com auxílio de binóculos Nikon 8x45 no nível de espécie; para cada espécie foram registrados o número de indivíduos e o habitat. Aves em sobrevôo foram registradas como tal e não foram enquadradas nos diferentes habitats encontrados na área. Ambas as margens dos rios Madeira, Jaci-Paraná e Contra foram amostradas em transectos de cinco quilômetros como unidades de amostragem. Os rios Branco, Caracol e Caripuna e outros igarapés de menor porte ainda foram amostrados por meio de uma única unidade de amostragem, representada pela totalidade do trecho navegável, que variou entre as estações de seca e cheia. Cada transecto foi amostrado uma vez em cada expedição, de modo a obter uma idéia o mais aproximada possível da real densidade e da distribuição das espécies de aves ao longo da área de estudo e sua variação sazonal. Esta abordagem é conveniente em estudos em que as aves não são capturadas nem marcadas, pois evitam o registro da mesma ave mais de uma vez. Todas as aves observadas foram incluídas nos censos, ou seja, foram registradas aves estritamente aquáticas e as espécies conspícuas não estritamente aquáticas. Essas últimas foram divididas em aves restritas aos habitats



criados por rios (*sensu* Remsen & Parker, 1983) e espécies de aves não aquáticas e não restritas aos habitats criados por rios. Passeriformes foram contados somente nos casos em que a espécie poderia ser identificada de maneira rápida e consistente.

### **3.5.2. Amostragem das aves associadas aos habitats especiais: praias, pedrais e barreiros.**

Todas as praias, pedrais e barreiros identificados ao longo dos trajetos realizados para os censos aquáticos foram georeferenciados e as aves foram identificadas com auxílio de binóculos Nikon 8x45 no nível de espécie; para cada espécie foi registrado o número de indivíduos. Pedrais e praias foram amostradas por meio de caminhadas ao longo do comprimento do ponto amostrado. As aves foram identificadas tanto por observação visual como auditiva. Em praias sem vegetação e com boa visibilidade de toda a extensão d'areia, se observou a área percorrendo a beira da praia desde o barco. Barreiros foram amostrados desde um ponto fixo em frente ao ponto amostrado, posicionado em terra ou no próprio bote ancorado no rio. Em cada ponto foram identificadas as espécies de aves e estimados os números de indivíduos com base em contagens repetidas de indivíduos pousados ou em vôo.

As **praias** foram consideradas como bancos de areia, localizados nas margens dos rios ou no seu leito, que ficam mais evidentes na estação seca.

Os **pedrais** foram considerados como afloramentos rochosos que ficam mais evidentes na estação seca, quando as águas estão mais baixas, e que são cobertos por ervas e arbustos adaptados à longa inundação e ao ambiente rochoso. Nas partes mais altas dos pedrais localizados nas margens dos rios, onde a inundação é menos freqüente, ocorrem espécies típicas das florestas ombrófila aluvial; algumas delas envolvem os pedrais com suas raízes. Os ambientes úmidos e sombreados dessas áreas são ricos em bromélias, orquídeas e cactáceas.

Os **barreiros de papagaio** foram considerados como áreas de barranco exposto na beira do Rio Madeira, onde os psitacídeos (aves da família Psittacidae: papagaios, araras, maracanãs, maitacas, periquitos, curicas, e afins) se congregam para comer barro. Este fenômeno, chamado "geofagia", se explica pela presença nessas terras ingeridas de elementos que detoxificam no trato digestivo das aves os compostos secundários dos frutos consumidos, principalmente na época da seca

quando há escassez de frutos palatáveis para a maioria dos animais (Gilardi *et al.*, 1999)

Esses três tipos de ambientes estão sujeitos a inundações periódicas devido a flutuações cíclicas do nível das águas dos rio Madeira que podem atingir 10 metros entre as estações de seca e cheia e foram quase exclusivamente amostrados durante o período de seca. Os organismos que colonizam essas áreas inundáveis são em parte aquáticos e em parte terrestres e intermediários, mostrando adaptações morfológicas, fisiológicas e/ou etológicas para sobreviver as mudanças ecológicas drásticas provocadas pela mudança entre as fases aquática e terrestre, respectivamente (Junk, 1997).

Espécies alvo do monitoramento em cada tipo de ambiente foram espécies de aves que usam esses ambientes quase exclusivamente ou que se agrupam em grandes números para nidificar, se alimentar ou descansar: nos pedrais, a andorinha-de-coleira (*Pygochelidon melanoleuca*) é uma espécie que usa quase exclusivamente os pedrais como dormitórios, poleiros e refúgios; nas praias, as gaivotas (Sternidae), corta-águas (Rynchopidae) e três espécies de bacuraus (Caprimulgidae) são aves que nidificam e descansam em praias; nos barreiros, os papagaios e curicas (Psittacidae) e pombas (Columbidae) se agrupam e comem barro nos barreiros.

### **3.5.3. Amostragem das aves associadas a vegetação ribeirinha**

Para amostrar especificamente a avifauna restrita aos habitats criados por rios (*sensu* Remsen & Parker, 1983), na quinta e na sétima expedição foram realizados censos terrestres diurnos ao longo de toda a área de amostragem da avifauna aquática. O método utilizado foi o de contagem por pontos de escuta (Huto *et al.*, 1986). Todos os pontos de escuta foram georeferenciados e, em cada ponto, todas as espécies de aves observadas ou ouvidas em um raio de 50 m foram identificadas e registradas por um período de 10 minutos. Cada censo terrestre foi realizado entre 05:30 e 09:30 h. A distância entre os pontos variou, mas não foi inferior a 300 m. Na amostragem foram incluídos seis tipos de ambientes associados aos rios e igarapés: pedrais; praias; barreiros; margens dos rios, igarapés, ilhas e lagos; vegetação associada às margens dos rios e igarapés; e floresta ombrifila aluvial periodicamente alagada (igapós e várzeas).

Durante os censos, as vocalizações das espécies identificadas, bem como daquelas que não puderem ser identificadas diretamente no campo foram gravadas. Dessa forma a identificação destas últimas foi obtida após comparação com gravações comerciais.

#### **3.5.4. Observações qualitativas**

Em todas as áreas amostradas foram realizados levantamentos qualitativos, sendo utilizados os mesmos critérios e metodologia relatados no item 3.4.3.

### **3.6. Base de dados e análises estatísticas**

Curvas de acúmulo de espécies foram geradas para cada método (redes, censos por pontos e censos aquáticos). Para gerar a curva para os dados de redes foi utilizado o *software* R ([www.r-project.org](http://www.r-project.org)), com o método Coleman. O procedimento *Jackknife* foi utilizado para a obtenção de estimativas mais robustas da riqueza de espécies esperada na área como um todo e em cada módulo de amostragem para amostras em censos por pontos de escuta e para avifauna aquática e avifauna ribeirinha para amostras em censos aquáticos. O cálculo das estimativas de riqueza por meio do método *Jackknife*, e por meio de outros estimadores (por exemplo, *Bootstrap* e *Chao*), e dos índices de diversidade foi realizado no Programa *EstimateS* (Colwell, 1997).

#### **3.6.1. Análises das amostras em redes de neblina**

ANOVAS mixast com fatores fixos e aleatórios foram utilizadas para determinar o efeito das variáveis independentes “parcela”, “módulo”, “vegetação”, “margem”, “estação”, “expedição” (fatores fixos) e “espécie” (fator aleatório) na taxa de captura de 14 espécies de aves capturadas em redes de neblina, selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio (Tabela 1). Ainda que as variáveis “módulo” e “expedição” possam também ser consideradas como fatores aleatórios, nesta análise as consideramos como fixos, devido a diferenças particulares entre repetições de cada uma dessas variáveis.

**Tabela 1.** Aves registradas nas amostragens com redes de neblina selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

ESPÉCIE	SENSIBILIDADE <sup>1</sup>	ESTRATO <sup>2</sup>	ABUNDÂNCIA <sup>3</sup>	SOCABILIDADE <sup>4</sup>	HÁBITAT <sup>5</sup>
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	A	S	I	BM, S	TF
<i>Dendrocincla merula</i>	A	S/M	F	SF	TF
<i>Lepidothryx nattereri</i>	A	S/M	F	S, leque	TF
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	A	S	C	S	TF
<i>Rhegmatorhina hoffmansi</i>	A	S	C	SF	TF
<i>Thamnomanes saturninus</i>	A	S	C	BM	TF
<i>Thamnopilus aethiops</i>	A	S	I/F	S	TF
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	A	S/M	F	BM	TF
<i>Pipra fasciicauda</i>	A	S/M	F	S, leque	Va, Vr, Ms
<i>Deconychura stictolaema</i>	A	M	I/F	S	TF
<i>Epinecophyla haematonota</i>	A	S	F	BM, S	TF
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	A	S	F	SF	TF, Va
<i>Pipra rubrocapilla</i>	A	S/M	F	S, leque	TF
<i>Schiffornis turdina</i>	A	S	F	S	TF

<sup>1</sup>A=altamente sensível à impactos antrópicos (Stotz *et al.*, 1996); <sup>2</sup>S=sub-bosque, M=médio-bosque; <sup>3</sup>I=incomum, F=quase comum, C=comum; <sup>4</sup>BM = bando misto, S = Solitária ou casais; SF= seguidor obrigatório de correição de formigas, leque=grupos monoespecíficos de exibição; <sup>5</sup>TF=floresta de terra firme, Va = floresta de várzea, Vr=vegetação ribeirinha, Ms=matas secundárias

As relações entre similaridade da composição de espécies de aves de sub-bosque com a estrutura da vegetação entre as parcelas dos módulos amostrados na região da UHE Santo Antônio no rio Madeira foram analisadas com o objetivo de verificar se existem correlações entre a variação espacial na composição desta comunidade de aves com a estrutura de vegetação. Sessenta e nove parcelas, dos dois transectos e de seis módulos amostrados foram incluídas na análise: Teotônio, Ilha do Búfalo, Ilha da Pedra, Jaci-Paraná-MD, Jirau-ME e Jirau-MD. As variáveis quantitativas da estrutura de vegetação utilizadas foram: número de palmeiras, número de bambu e número de cipós registrados em cada parcela. A frequência de ocorrência das espécies por parcela nos módulos foi utilizada como medida quantitativa de aves e estrutura de vegetação. A partir destes dados, foram geradas

matrizes para cada módulo: matriz com a composição de aves, com a composição de palmeiras, com a composição de bambu e com a composição de cipó, utilizando o índice de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 1998). A correlação entre pares de matrizes foi calculada pelo teste de Mantel.

A variação da composição e abundância entre comunidades foi avaliada por meio de ordenação NMDS (“Non-metric multidimensional scalling” – Legendre & Legendre, 1998; Oksanen, 2008), técnica de redução dimensional por ordenação não-métrica que se baseia em índices de dissimilaridade com significado biológico na comparação entre comunidades (e.g. “Bray-Curtis” - Legendre & Legendre, 1998). Na análise foram gerados 2 eixos ortogonais principais, NMDS 1 e 2, para a ordenação de espécies e áreas de amostragem em relação aos principais gradientes atuantes sobre a estrutura das comunidades. As relações entre as variáveis descritivas da estrutura da vegetação e a matriz multivariada de espécies foram testadas através de “pseudo” ANOVA que estima valores de F e P por permutação (anova.cca – Oksanen *et al.*, 2007). Esta ANOVA foi realizada sobre a equação inserida em uma análise RDA (“Redundancy Analysis” - Oksanen, 2008) com seis variáveis ambientais: número de indivíduos de árvores, bambús, cipós e palmeiras (4) e diâmetro médio de árvores e palmeiras (2).

Modelos lineares generalizados mistos (glmm – *vide* Venables & Ripley, 2002), com fatores fixos e aleatórios, foram utilizados no pacote *lme4* (Bates & Maechler, 2010) do ambiente R (CRAN 2006) para relacionar aves com variáveis descritivas de estrutura de vegetação, as quais foram centralizadas e normalizadas (valor menos a média dividido pelo desvio padrão – Legendre & Legendre, 1998): número total de indivíduos e diâmetro médio de indivíduos de quatro categorias discretas de vegetação - árvores, cipós, bambús e palmeiras - totalizando 8 variáveis. Variáveis aleatórias surgem quando há mais de uma observação por unidade experimental – e são esperadas variações correlacionadas dentro destas unidades (Venables & Ripley, 2002). Em outras palavras, variáveis aleatórias representam amostras escolhidas ao acaso entre numerosas possibilidades; efeitos fixos, por outro lado, representam, ou deveriam representar, toda a gama de variação de um efeito de interesse em particular). Distribuição Poisson, com *link* logarítmico - mais apropriados para contagens – e aproximação de Laplace foram utilizadas para a estimativa de valor de

Máxima Verossimilhança (*Restricted Maximum Likelihood* – REM), o qual é um método estável e preciso (Bolker *et al.*, 2009). Foram feitos oito modelos simples, cada qual com apenas uma variável independente (efeito fixo), e dois múltiplos, estes últimos tanto com número de indivíduos quanto com diâmetro médio de todas as categorias de vegetação. Foram testados efeitos para todas as espécies com 15 ou mais capturas no total. A variável “módulo” foi utilizada como efeito aleatório (“random effect” -*vide* Venables & Ripley, 2002) e análises prévias indicaram que melhores resultados seriam obtidos com a soma de todas as capturas em todas as expedições, ao invés de usar “expedição” como outra variável aleatória.

Como equações *per se* não são o objetivo deste estudo, interceptos ( $y | x = 0$ ) foram descartados e as variáveis preditivas foram avaliadas pelos valores de inclinação de coeficiente (Beta) e também pela prevalência nos modelos selecionados, i.e. pela sua influência no maior número de espécies e modelos selecionados. Foram comparadas as contagens de indivíduos *versus* médias de diâmetro e também avaliadas as categorias de vegetais (árvore, palmeira, cipó e bambu) mensurados nos estudos de estrutura de vegetação.  $\Delta$  AICc (ganho em AICc - *vide* Burnham & Anderson, 2004) foi calculado com base na variação de AICc ao serem acrescentados parâmetros fixos (variáveis de estrutura da vegetação utilizadas) aos modelos nulos, estes com apenas variável de efeito aleatório. A seguir todos os modelos de todas as espécies foram ordenados em um *ranking* de acordo com  $\Delta$  AICc e apenas os coeficientes fixos com inclinação significativamente distinta de zero foram utilizados (corte  $P_{(z)} > 0,05$ ). Adicionalmente, valores negativos de  $\Delta$  AICc foram excluídos.

Análises prévias demonstraram baixas correlações entre as variáveis preditivas, com nenhum  $|\rho| > 2,4$  (módulo de Rho superior a 2,4) o que diminui interferência nos modelos múltiplos por problemas com multicolinearidade (Sokal & Rohlf, 1995). Testes de Chi-quadrado, ANOVA e correlação (Spearman – não paramétrica) foram realizados no programa JMP da SAS, tendo todas as premissas verificadas e valores de corte como  $P_{(H_0)} < 0,05$  para rejeição de hipóteses nulas.

### **3.6.2. Análises das amostras de redes entre os transectos dos módulos e entre dias de amostragem – Análise dos dados da quinta expedição**

A riqueza e a similaridade da comunidade de aves de terra firme amostrada através da técnica de captura por redes-de-neblina foi comparada entre : (1) os dois transectos de um mesmo módulo; (2) o primeiro e o segundo dia de amostragem em um mesmo transecto; e (3) o primeiro e o terceiro dia de amostragem em um mesmo transecto. Para a realização dessas análises foram utilizados os dados da expedição que ocorreu no período de 27 de maio a 28 de junho de 2011 e que amostrou seis módulos de amostragem para o monitoramento de aves da UHE Santo Antônio: Ilha do Búfalo, Ilha da Pedra, Jirau-MD, Jirau-ME, Jaci-Paraná-MD e Teotônio.

Para estimar a riqueza das espécies entre os dois transectos (T1 e T2) de cada módulo e entre os diferentes dias de amostragens foi utilizando o programa *Comdym* (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/comdyn.shtml>). O *Comdym* compara a riqueza em duas amostras diferentes, levando em consideração a detecção imperfeita das espécies. O programa gera estimativas de riqueza, com intervalos de confiança de 95% para ambas as amostras testadas.

A importância da variação em avifauna amostrada por redes de neblina entre transectos no contexto regional (i.e. entre módulos) foi avaliada por meio da realização de clusters de agrupamento hierárquico por dissimilaridade com o comando *agnes* do pacote *cluster* (Maechler *et al.*, 2005 ) da plataforma R (R Development Core Team, 2006), com distâncias médias de dissimilaridade (índice Manhattan) comparadas entre braços dos diagramas (“average” - “unweighted pair group average method - UPGMA”). Para detecção de gradientes ecológicos nessas amostras, análises de escalonamento multidimensional não métrico NMDS (“Nonmetric Multidimensional Scaling”), baseados em matrizes de dissimilaridade (índice Bray-Curtis), foram aplicadas pelo comando *metaMDS* no pacote estatístico *vegan* (Oksanen *et al.*, 2007). Este procedimento diminui o número de dimensões (variáveis) e constrói eixos artificiais para análise gráfica dos resultados. Nas análises qualitativas os Módulos e Transectos foram comparados pelas respectivas composição de espécies e abundâncias, simultaneamente. A partição da variância pela comparação hierarquizada entre dissimilaridades interna, i.e. as dissimilaridades entre transectos T1 e T2, e externa, entre módulos, foi realizada por análise

(multivariada) de variância de matrizes de dissimilaridade (“Multivariate Analysis of Variance Using Distance Matrices” – Anderson 2001), pela utilização do comando *adonis* no pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2007), com limite estabelecido em 10000 permutações.

### **3.6.3. Análises das amostras de censos por pontos – Modelagem da ocorrência das espécies focais**

Para estimar a proporção de locais em que uma espécie ocorre e testar efeitos de covariáveis na probabilidade de ocupação dos pontos pela espécie, os dados de censos por pontos de escuta foram modelados utilizando um método de máxima verossimilhança que leva em consideração não só os locais onde a espécie foi registrada, mas também a possibilidade de não detectar a espécie onde ela realmente está presente (MacKenzie *et al.*, 2002). Para isto, os modelos apresentaram três componentes: 1) a probabilidade de detecção condicionada à ocorrência ( $p$ ), 2) a ocorrência ( $\psi$ ) e 3) a alteração da ocorrência entre estações, medida por  $\epsilon$ , a probabilidade de extinção (MacKenzie *et al.*, 2002). Os modelos admitem a possibilidade da variação temporal dos três parâmetros de interesse  $p$ ,  $\psi$  e  $\epsilon$ , assim como a consideração de outros efeitos sobre esses parâmetros. Efetivamente, a análise incorpora toda a flexibilidade dos modelos lineares, porque os parâmetros de interesse são representados por funções logísticas de covariáveis que podem traduzir qualquer efeito ambiental, amostral, temporal e, neste caso, o efeito da espécie. Existem vários cenários plausíveis das combinações de efeitos sobre cada um dos parâmetros de interesse, por isso as análises ajustam oito modelos para cada espécie, cada modelo representando uma hipótese alternativa de explicação dos dados.

A análise dos dados das quatro primeiras expedições incluiu dois procedimentos separáveis, mas interdependentes: a seleção de modelos e a estimativa de parâmetros. Para ambos os procedimentos foi utilizado o *software* livre PRESENCE (Hines & MacKenzie, 2008). A seleção de modelos pode ser vista como um teste de hipóteses em que o modelo selecionado representa a melhor entre as oito hipóteses (ou modelos) formuladas *a priori*. Os modelos são selecionados através do critério de informação de Akaike (AIC, Burnham & Anderson, 2004), que



representa uma otimização entre o ajuste de máxima verossimilhança e o número de parâmetros: quanto pior o ajuste ou maior o número de parâmetros, maior o valor de AIC. Foram utilizadas duas métricas derivadas do AIC dos modelos: a primeira, o  $\Delta AIC$ , expressa a diferença de AIC entre um modelo e o modelo de AIC mais baixo; a segunda,  $w_i$ , ou peso de AIC, que indica o quanto um determinado modelo é útil para explicar os dados em relação ao conjunto de modelos. Esta medida é útil, por exemplo, para estabelecer comparações entre espécies com dados diferentes, mas modelos iguais. A soma dos valores de  $w_i$  para cada par de espécies é igual a 1 quando se considera todos os modelos da Tabela 2.

**Tabela 2.** Conjunto de oito modelos, ajustados para cada par de espécies, utilizados para estimar a proporção de locais em que uma espécie ocorre nas análises dos dados de censos por pontos de escuta nos módulos de amostragem da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira.

Psi	P
Margem + distância do rio + ambiente+ alagamento	Hora + estação do ano
Margem + distância do rio	Hora + estação do ano
Margem + ambiente	Hora + estação do ano
Margem + alagamento	Hora + estação do ano
Alagamento	Hora + estação do ano
Margem	Hora + estação do ano
Nulo	Nulo
Nulo	Hora + estação do ano

A estimativa dos parâmetros  $\psi$  e  $p$  seguiram sempre o modelo que incluía variação da ocorrência e da detecção entre as espécies, pois dessa forma é possível obter um valor da ocorrência e da detecção para cada espécie em separado, muito embora o resultado estatístico seja o mesmo das estimativas dos parâmetros para o par. Os coeficientes aditivos  $a_0$  e  $c_0$  foram utilizados como uma medida da diferença de ocorrência e detecção respectivamente, entre as espécies de um mesmo par. A informação contida nos coeficientes é interpretada de acordo com os seus sinais: quando eles são próximos de zero, o “efeito da covariável” é nulo, ou seja, aquela covariável não exerce efeito significativo sobre a ocorrência ou a detecção da

espécie. Os sinais positivos ou negativos podem ser interpretados de diferentes maneiras para cada covariável, pois depende da forma como os dados foram inseridos no programa. Por exemplo, quando o coeficiente da covariável “alagamento” assume valores positivos, a espécie focal ocorre em maior proporção de locais justamente nos locais que serão alagados pelo enchimento da represa. Os valores negativos, ao contrário, indicam que as espécies ocorrem em maior proporção de locais nos pontos que não serão alagados. As análises foram desenvolvidas em 10 espécies de aves selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento de aves (Tabela 3). As espécies foram selecionadas por meio de três critérios principais: 1) Presença de uma quantidade de dados suficientes para o desenvolvimento das análises de ocorrência, ou seja, não foram selecionadas espécies com baixas detecções; 2) Espécies consideradas vulneráveis por Stotz *et al.* (1996); 3) Espécies indicadoras de floresta de terra-firme ou de áreas alagáveis segundo Stotz *et al.* (1996).

**Tabela 3.** Aves registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, com ocorrências modeladas por meio de método de máxima verossimilhança, o qual leva em consideração a probabilidade de detecção da espécie.

ESPÉCIE	SENSIBILIDADE <sup>1</sup>	ESTRATO <sup>2</sup>	MICROHÁBITAT	ABUNDÂNCIA <sup>3</sup>	SOCABILIDADE <sup>4</sup>	HÁBITAT <sup>5</sup>
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	A	S/M	-	F	S,BM	TF
<i>Cercomacra cinerascens</i>	A	C	cipós	C	S	TF
<i>Thamnophilus murinus</i>	A	M	-	C	S	TF
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	A	M	-	C	S	TF, Va
<i>Thamnophilus aethiops</i>	A	S	clareiras	I/F	S	TF
<i>Thamnomanes caesius</i>	A	S/M	-	C	BM	TF
<i>Conopias parvus</i>	M	C	-	F	BM	TF
<i>Lipaugus vociferans</i>	A	M/C	-	C	S,leque	TF
<i>Tyranneutes stolzmanni</i>	A	M	-	F	S,leque	TF
<i>Microcerculus marginatus</i>	A	T/S	-	F	S	TF

<sup>1</sup>A=altamente sensível à impactos antrópicos, M=Medianamente sensível (Stotz *et al.*, 1996); <sup>2</sup>S=sub-bosque, M=médio-bosque, C=copa, T=chão; <sup>3</sup>I=incomum, F=quase comum, C=comum; <sup>4</sup>S=solitário ou casais, BM=bando misto, leque=grupos monoespecíficos de exibição; <sup>5</sup>TF=floresta de terra firme, Va = floresta de várzea.

### **3.6.3. Análises das amostras de censos por pontos – Ordenação NMDS**

Para descrever a variação da avifauna regional amostrada por censos e variáveis espaciais e ambientais associadas à esta variação, foram realizadas análises de ordenação de espécies, considerando todas as expedições em conjunto. Os critérios de inclusão de registros de contagem nos censos foram 1) pontos amostrais que estivessem nos grids estabelecidos nos sete módulos estudados, com duas trilhas de 5 km (T1 e T2) cada, divididas em 13 pontos de amostragem distanciados 400 metros entre si, o que resultou em um gride com 182 unidades amostrais (7x2x13 – Tabela 4). Foram considerados apenas os registros com táxons consistentemente identificados em nível de espécie, não sendo utilizadas as classificações em nível sub-específico e nem aquelas identificadas apenas até os níveis de gênero e família. A matriz final de todas os contatos de cada espécie somados entre todas as expedições tiveram seus valores divididos pelo número total de amostragens realizadas em cada unidade amostral (ponto) para balanceamento por esforço diferencial.

Foram realizadas 4 análises separadas por frequências de ocorrência das espécies: uma com frequência mínima de 1 contato (todas as espécies amostradas no gride), com frequência mínima de 7 contatos, 20 contatos (excluem espécies raras e incomuns) e também espécies com, no máximo, 30 contatos (exclui as espécies mais comuns da comunidade).

As análises de ajuste de característica ambientais sobre os gradientes de pontos e espécies utilizaram as variáveis de estrutura da vegetação nas parcelas fixas nos transectos T1 e T2 – para estas análises os dados foram adaptadas ao gride estabelecido pelos pontos. Foram contados o número de indivíduos nas categorias "árvores", palmeiras (família Arecaceae), bambus (sub-família Bambusoidea) e "cipós" e valores brutos de d.a.p. foram convertidos em médias e desvio padrão baseados em todos os indivíduos presentes nas parcelas. A distância à margem do Rio Madeira foi aproximada pela utilização do valor das próprias parcelas amostradas. Após esses ajustes, foi utilizado o mesmo procedimento adotado para análise das amostras em redes.

**Tabela 4.** Esforço de amostragem por meio de censo por pontos do monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, empregado nas análises de ordenação NMDS.

TRILHA	PONTO	N		ILHA DAS	ILHA DO		JIRAU-MD	JIRAU-ME	MORRINHOS	TEOTÔNIO
		TOTAL	PEDRAS	BÚFALO	JACI-MD					
T1	0	31	5	6	4	2	5	3	6	
T1	400	32	5	6	4	3	5	3	6	
T1	800	31	4	6	4	3	5	3	6	
T1	1200	27	4	6	4	2	5	3	3	
T1	1600	28	4	6	4	3	5	3	3	
T1	2000	28	4	6	4	3	5	3	3	
T1	2400	28	4	6	4	3	5	3	3	
T1	2800	23	4	6	4	1	5	2	1	
T1	3200	29	4	6	4	3	5	2	5	
T1	3600	29	4	6	4	3	4	2	6	
T1	4000	28	4	5	4	3	4	2	6	
T1	4400	26	4	4	4	3	4	1	6	
T1	4800	24	4	4	3	3	4	1	5	
T2	0	33	6	6	5	4	5	3	4	
T2	400	30	4	6	5	4	5	3	3	
T2	800	31	4	6	5	4	5	3	4	
T2	1200	30	4	6	5	4	5	3	3	
T2	1600	30	4	6	4	4	4	3	5	
T2	2000	31	4	6	5	4	5	2	5	
T2	2400	31	4	6	5	4	5	2	5	
T2	2800	31	4	6	5	4	5	2	5	
T2	3200	29	4	5	5	3	5	2	5	
T2	3600	30	4	5	5	4	5	2	5	
T2	4000	25	4	4	5	3	5	2	2	
T2	4400	27	4	4	5	3	5	2	4	
T2	4800	23	4	4	5	2	4	1	3	
<b>Total</b>		<b>745</b>	<b>108</b>	<b>143</b>	<b>115</b>	<b>82</b>	<b>124</b>	<b>61</b>	<b>112</b>	

### 3.7. Convenções utilizadas na listagem

A lista das espécies de aves registradas na área de estudo é apresentada de acordo com a classificação e a nomenclatura adotada pelo CBRO (2011), assim como os nomes em português.

As seguintes categorias ecológicas foram consideradas:

**Hábitat e microhábitat.** As aves foram distribuídas em hábitats e microhábitats. Foram consideradas seis categorias diferentes de hábitat: floresta primária de terra firme; floresta de várzea; vegetação ribeirinha sucessional; rio; vegetação secundária em diversos estágios de sucessão; pastagens (ativas, abandonadas ou áreas recém-queimadas para plantio); e pomares e quintais com árvores frutíferas endêmicas e/ou exóticas, próximas aos acampamentos ou às residências dos moradores. Dentro destes hábitats, foram identificadas as seguintes categorias de microhábitat ou estrato florestal: chão; sub-bosque (nas vegetações abertas, considerou-se o estrato arbustivo - 1 a 5 m de altura); médio-bosque; copa; aéreo; água ou beira de água; pedrais, praias, barreiro, borda de mata; clareira natural; tabocal; e igapó.

**Dieta.** A dieta de cada ave, determinada durante os estudos de campo, complementados por consultas à literatura (Karr *et al.*, 1990; Sick, 1997; Ridgely & Tudor, 1989; 1994), é indicada através das seguintes categorias: frugívoras, para as aves que se alimentam primariamente de frutos e sementes; carnívoras, para as espécies predadoras de vertebrados; detritívoras, para as aves que se alimentam de carniça; insetívoras, para as espécies que se alimentam primariamente de insetos, apesar da dieta incluir outros artrópodes (aranhas, escorpiões, centopéias) e, ocasionalmente, pequenos vertebrados; nectarívoras, para as aves que consomem néctar e pequenos insetos; granívoras, para as aves que se alimentam de sementes; folívoras, para as espécies que se alimentam de folhas; e onívoras, para as aves que apresentam uma dieta diversificada, com frutos, artrópodes e pequenos vertebrados. Como o hábitat mais impactado pela construção de uma hidrelétrica é o aquático, optou-se por indicar as espécies primariamente piscívoras separado das carnívoras.

**Substrato de forrageamento.** O substrato de forrageamento, apesar de estar estreitamente relacionado ao microhábitat, pode também representar uma subdivisão ou uma complementação deste. Com base em observações próprias e consultas à literatura, foram definidas as seguintes categorias de substratos utilizados pelas aves: chão; folhagem viva, incluindo flores e frutos; folhagem morta; ar, quando as aves capturam insetos em vôo; água, para as espécies cuja dieta é primariamente composta por peixes; troncos e galhos; e formigas de correição. Seguindo Stotz *et al.* (1996) e Cohn-Haft *et al.* (1997), os bandos de formigas de correição foram

considerados como um substrato, apesar das aves possuírem várias estratégias de forrageamento nos bandos heteroespecíficos de seguidores de formigas (algumas espécies capturam artrópodes em troncos e galhos, no ar ou no chão).

**Sociabilidade.** Seguindo Cohn-Haft *et al.* (1997), o termo sociabilidade foi utilizado para referir associações intraespecíficas e interespecíficas de cada espécie usando as seguintes categorias: solitária, casais ou grupos familiares (no máximo quatro indivíduos); bandos mono-específicos (cinco ou mais indivíduos); bandos heteroespecíficos de aves de sub-bosque; bandos heteroespecíficos de aves de copa; bandos heteroespecíficos de aves seguidoras de formigas de correição; e leques, para identificar as espécies nas quais os machos se reúnem em exhibições comunais (por exemplo, alguns beija-flores, piprídeos e cotingídeos).

### 3.8. Análise de raridade

Com base nas listagens produzidas, a raridade da avifauna registrada na área de estudo foi acessada por meio de três parâmetros de raridade (ver Rabinowitz *et al.*, 1986; Kattan, 1992; Goerk, 1997): a) distribuição geográfica; b) especificidade ao hábitat; e c) abundância da população local. Cada categoria consistiu de grupos mutuamente exclusivos: distribuição geográfica (ampla/restrita); especificidade ao hábitat (baixa/alta); e tamanho populacional (comum/incomum). Estas categorias são, na verdade, variáveis contínuas. Contudo, a dicotomização possibilita a obtenção rápida de um padrão geral de raridade para a área de estudo, contribuindo para o estabelecimento de estratégias para o manejo e de prioridades para a conservação dos recursos biológicos da área de influência da UHE Santo Antônio.

**Distribuição geográfica.** As espécies de aves foram classificadas quanto à distribuição geográfica em *ampla*, quando a área de ocorrência da espécie é representada por mais de 25% da Amazônia e/ou inclui biomas extra-amazônicos, e *restrita*, quando a espécie é endêmica do interflúvio Madeira-Machado (Ji-Paraná) ou Purus-Mucuím-Madeira, ou sua área de ocorrência representa menos de 25% da Amazônia. Para isso, cada espécie teve sua área de ocorrência avaliada por meio da consulta a base de dados digitais (por exemplo, Ridgely *et al.* 2003) e consulta a literatura (Pinto, 1978; Sick, 1997; Ridgely & Tudor, 1989, 1994).

**Especificidade ao hábitat.** A especificidade ao hábitat de determinada espécie foi definida como *baixa*, quando a espécie ocorre em hábitats alterados pela

atividade humana (como capoeiras, pastagens, pomares e reservatórios artificiais) ou, *alta* quando a espécie foi exclusiva de habitats primários (vegetação ribeirinha, floresta ombrófila densa aluvial e floresta ombrófila aberta).

**Abundância da população local.** O tamanho populacional (ou abundância) foi acessado por meio da análise do conjunto de dados quantitativos obtidos durante os estudos de campo. Para isso foi utilizado o conceito de raridade de Camargo (1993): espécies com abundância relativa menor que o inverso da riqueza de espécies foram consideradas *incomuns* e espécies com abundância relativa igual ou maior que o inverso da riqueza foram consideradas *comuns*. Todas as espécies registradas somente em amostragens qualitativas e registradas somente por Cohn-Haft *et al.* (2005) foram consideradas *incomuns*. Contudo, como já destacado, é necessário levar em consideração o fato de que as espécies são detectadas de forma imperfeita e que os padrões encontrados podem refletir principalmente um componente da amostragem. Portanto, para a maioria das espécies, as categorias aqui definidas representam hipóteses sobre a abundância dessas espécies e é recomendável que sejam testadas por meio de análises mais robustas que levem em consideração as probabilidades de detecção.

**Índices de vulnerabilidade.** A combinação dos três fatores (distribuição geográfica x especificidade ao habitat x tamanho populacional) gera uma matriz de oito células com sete formas de raridade (Rabinowitz *et al.* 1986). Espécies com distribuição ampla, com grandes populações e que ocorrem em habitats secundários não são consideradas raras e, portanto, não são vulneráveis. Espécies com distribuição restrita, com populações pequenas e que ocorrem apenas em habitats não perturbados, são raras nas três dimensões e, portanto, são altamente vulneráveis. Das seis células restantes, três são raras em duas dimensões e três são raras em uma dimensão. Seguindo Kattan (1992), essas células receberam um índice de vulnerabilidade utilizando o seguinte critério: espécies com distribuição geográfica restrita são mais vulneráveis em um nível global, e espécies com alta especificidade ao habitat são mais vulneráveis, independentes de sua distribuição (Tabela 5).

**Tabela 5.** Índices de vulnerabilidade.

ESPECIFICIDADE AO HÁBITAT		DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA			
		AMPLA		RESTRITA	
		BAIXA	ALTA	BAIXA	ALTA
ABUNDÂNCIA	COMUM	IV=8	IV=6	IV=5	IV=2
	INCOMUM	IV=7	IV=4	IV=3	IV=1

### 3.9. Seleção de Bioindicadores

Algumas espécies podem contribuir para a identificação do nível de integridade de uma comunidade biológica em determinada região. De acordo com Stotz *et al.* (1996), essas “espécies indicadoras” da integridade de um hábitat devem possuir quatro características: (1) devem ocorrer em apenas um ou poucos hábitats; (2) devem ser relativamente comuns; (3) devem ser detectadas facilmente; e (4) devem ser altamente sensíveis às perturbações no hábitat, ou seja, diminuem em abundância ou desaparecem em hábitats que são alterados, sobre-explorados pela caça ou fragmentados. Desta maneira, nem todas as espécies que possuem alta especialização para um tipo de hábitat podem ser consideradas bioindicadoras. Por exemplo, quando o gavião-real (*Harpia harpyja*) é observado em uma determinada área, isto sugere que grandes áreas florestadas e com uma alta abundância de mamíferos arbóreos existem na região. Entretanto, não amostrar um gavião-real não poderá indicar o contrário, pois estes grandes predadores ocorrem naturalmente em baixas densidades e são difíceis de detectar na copa da floresta densa, mesmo por um observador experiente.

Neste estudo, foram considerados como um bons indicadores ecológicos da integridade de um hábitat somente aquelas espécies comuns nas áreas de amostragem e que apresentaram uma alta especificidade ao hábitat, independente da sua distribuição, ou seja, todas as espécies cujos índices de vulnerabilidade foram



seis ou dois. A listagem resultante foi inspecionada para exclusão das espécies que não são residentes na área e das espécies que não são facilmente detectadas e/ou identificadas por pesquisadores inexperientes (para viabilizar a idéia de que programas de monitoramento de longo prazo em geral sejam desenvolvidos por parataxonomistas).

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

##### 4.1. Composição e Bioindicadores

Um total de 605 espécies foi identificado para a região de influência direta da UHE Santo Antônio (ANEXO 1). Este número inclui 85 espécies catalogadas no inventário realizado anteriormente por Cohn-Haft *et. al.* (2005) e que não foram observadas no presente estudo. A listagem destes autores aponta a observação de 497 espécies de aves. Um total de 108 espécies foi adicionado a listagem preliminar elaborada no âmbito dos estudos desenvolvidos. O número de espécies registrado no presente estudo representa uma alta diversidade. De acordo com Cohn-Haft *et al.* 2005, isso se deve principalmente a dois fatores: 1) a diversidade de ambientes e microambientes naturais presentes, cada um com espécies exclusivas àquele tipo de hábitat; e 2) o endemismo de espécies em cada lado do Rio Madeira - isto é, a presença em cada lado de espécies exclusivas, que se substituem no mesmo tipo de ambiente em lados opostos do rio, fazendo com que, apesar de um número de espécies aproximadamente igual em cada lado, o total de espécies na região seja maior que aquele tipicamente encontrado dentro de uma só área de endemismo. Exemplos dessa situação são os táxons: *Micrastur gilvicollis*, *Rhegmatorhina melanosticta* (Figura 4), *Hypocnemis peruviana*, *Schistocichla humaythae* (Figura 5), *Dendrocolates picumnus*, *Hylexetastes stresemanni* e *Lepidothryx coronata* (Figura 6), que ocorrem apenas na margem esquerda do rio Madeira e, *Micrastur mintoni*, *Hyponemis ochrogyna*, *Rhegmatorhina hoffmannsi* (Figura 4), *Schistocichla rufifacies*, *Dendrocolaptes hoffmannsi*, *Dendrocolaptes uniformis*, *Lepidothryx nattereri* (Figura 6), apenas na margem direita do rio Madeira.

Das 605 espécies registradas na AID da UHE Santo Antônio, 566 constituem a avifauna nuclear (“core species”, *sensu* Remsen, 1994), representada pelas espécies de aves residentes na área (excluídas as 39 espécies definidas como migrantes).

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	33	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---

Entre as espécies migrantes foram registradas: 21 espécies migrantes setentrionais e 17 espécies migrantes meridionais (ANEXO 1). Uma espécie pode ser tanto migrante setentrional como meridional: *Vireo olivaceus*.



**Figura 4.** (A) *Rhegmatorhina hoffmannsi*, espécie endêmica da margem direita do rio Madeira, e (B) *Rhegmatorhina melanosticta*, espécie endêmica da margem esquerda, registradas na AID da UHE Santo Antônio. Fotos de Mônica Ribas.



**Figura 5.** *Schistocichla humaythae*, espécie endêmica da margem esquerda do rio Madeira, registrada na AID da UHE Santo Antônio, Foto de Roberta Boss.



**Figura 6.** (A) *Lepidothryx coronata*, espécie endêmica da margem esquerda do rio Madeira, e (B) *Lepidothryx nattereri*, espécie endêmica da margem direita, registradas na AID da UHE Santo Antônio. Fotos de Mônica Ribas.

Dez espécies foram enquadradas no nível mais alto de raridade: *Leucippus chlorocercus*, *Amazilia rondoniae*, *Myrmochanes hemileucus*, *Schistocichla humaythae*, *Schistocichla rufifacies*, *Sclerurus albigularis*, *Cranioleuca vulpecula*, *Poecilotriccus senex*, *Hemitriccus minimus*, *Elaenia pelzelni*. Portanto, essas espécies são alvos de conservação que merecem o estabelecimento de estratégias específicas de conservação. Seis espécies são restritas aos habitats criados por rios. Três espécies, apesar de habitarem a floresta de terra firme, tem como microhabitat as áreas de baixios, próximas aos igarapés, habitats que serão igualmente perdidos pelo enchimento do reservatório, ou tem comportamento terrícola, guilda apontada em vários estudos como altamente vulnerável a extinção em áreas sob impacto de fragmentação florestal, exploração madeireira e abertura de estradas.

Quatorze espécies foram classificadas como bons indicadores ecológicos da integridade de praias arenosas, pedrais e rio, 3 para vegetação ribeirinha, 37 para floresta de várzea e 76 para floresta de terra firme (ANEXO 2).

Algumas espécies apontadas por este estudo como indicadores ecológicos da integridade dos habitats investigados, também foram apontadas para os mesmos habitats por Stotz *et al.* (1996): *Tinamus guttatus*, *Crypturellus variegatus*, *Micrastur gilvicollis*, *Thamnomanes caesius*, *Epinecrophylla* spp., *Myrmoborus myotherinus*, *Thamnophilus aethiops*, *Rhegmatorhina melanosticta*, *Rhegmatorhina hoffmannsi*, *Formicarius colma*, *Dendrocincla fuliginosa*, *Dendrocincla merula*, *Xiphorhynchus elegans*, *Lepidothrix nattereri*, *Myrmothera campanisona* e *Microcerculus marginatus* para as florestas de terra firme e *Pipra fasciicauda*, para as florestas de várzea. Algumas dessas espécies são ilustradas pela figura 7.



**Figura 7.** Espécies indicadoras de integridade de habitat de terra firme (A-I) e florestas de várzea (J) registradas na AID da UHE Santo Antônio: (A) *Micrastur gilvicollis*; (B) *Thamnomanes caesius*; (C) *Epinecrophylla haematonota*.; (D) *Epinecrophylla leucophthalma*; (E) *Myrmoborus myotherinus*; (F) *Thamnophilus aethiops*; (G) *Formicarius colma*; (H) *Dendrocincla merula*; (I) *Myrmothera campanisona*; (J) *Pipra fasciicauda* Fotos de *Schistocichla humaythae*, espécie endêmica da margem esquerda do rio Madeira, registrada na AID da UHE Santo Antônio, Fotos de autoria da equipe. Fotos de autoria da equipe.

#### 4.2. Riqueza e Diversidade de Espécies em Amostragens com redes de neblina

Um esforço de 17.328 horas-redes foi realizado nos módulos de amostragem da AID da UHE Santo Antônio, o que resultou na captura de 3.378 indivíduos pertencentes a 176 espécies de aves (ANEXO 3). Isto representa aproximadamente 29% do total de espécies registradas em todos os habitats amostrados na AID da UHE Santo Antônio. Essa porcentagem parece relativamente baixa. Contudo, esse resultado reflete o fato das redes terem sido armadas apenas em ambientes florestais (floresta aluvial periodicamente alagada e floresta de terra firme) e somente no sub-bosque desse habitat. Ainda assim, 24 espécies foram registradas exclusivamente por meio desse método: *Coccyua minuta*, *Threnetes leucurus*, *Topaza pella*, *Chlorostilbon mellisugus*, *Nonnula ruficapilla*, *Pteroglossus mariae*, *Picumnus aurifrons*, *Neotantes niger*, *Thamnophilus nigrocinereus*, *Phlegopsis erythroptera*, *Conopophaga melanogaster*, *Xiphorhynchus ocellatus*, *Philydor ruficaudatum*, *Onychorhynchus coronatus*, *Myiobius barbatus*, *Pachyramphus minor*, *Mionectes macconnelli*, *Catharus fuscescens*, *Turdus hauxwelli*, *Turdus amaurochalinus*, *Lanio luctuosus*, *Dacnis lineata*, *Dendroica striata*, *Phaeothlypis fulvicauda*, ilustradas na figura 8. Além disso, nove espécies não haviam sido registradas por Cohn-Haft *et al.* (2005): *Topaza pella*, *Chlorostilbon mellisugus*, *Nonnula ruficapilla*, *Thamnophilus nigrocinereus*, *Phlegopsis erythroptera*, *Conopophaga melanogaster*, *Xiphorhynchus ocellatus*, *Mionectes macconnelli* e *Dendroica striata*.

A curva de acúmulo de espécies indica que a assíntota não foi atingida, ainda que já tenha havido inflexão da curva, indicando que está se estabilizando. Assim, o acúmulo de novas espécies registradas para a região do empreendimento ainda não terminou (Figura 10). As estimativas de riqueza e diversidade dos módulos estudados indica Morrinhos como o módulo de maior riqueza e diversidade (Tabela 6).

As espécies mais frequentes nas redes de captura, considerando as amostras agrupadas, foram: *Willisornis poeciliotus* (8,5% do total de capturas), *Glyphorhynchus spirurus* (7,3% do total de capturas), *Dendrocincla merula* (5,2%), *Pipra fasciicauda* (4%), *Gymnopithys salvini* (4%), ilustradas na figura 9. Cento e trinta e três espécies de aves (75% da amostra total) podem ser consideradas raras de acordo com o conceito de Camargo (1993). Realmente, das 176 espécies capturadas, 61 (35% do total) estiveram representadas por apenas 1 ou 2 indivíduos, gerando uma

distribuição de cauda muito longa de espécies raras, um padrão largamente observado em comunidades de aves em florestas neotropicais (ANEXO 3).



**Figura 8.** Algumas espécies registradas na AID da UHE Santo Antônio exclusivamente por redes de neblina: (A) *Threnetes leucurus*; (B) *Neotantes niger*; (C) *Phlegopsis erythroptera*; (D) *Xyphorhynchus ocellatus*; (E) *Pachyramphus minor*; (F) *Mionectes macconnelli*; (G) *Dacnis lineata*. Fotos de autoria da equipe.



**Figura 9.** Duas das espécies mais frequentes nas capturas em rede de neblina na AID da UHE Santo Antônio: (A) *Willisornis poecilinotus*; (B) *Gymnophithys salvini*. Fotos de autoria da equipe.

#### **Análise de movimentação: recapturas totais e entre parcelas e módulos.**

Em todas as campanhas foram obtidas 289 recapturas o que corresponde a 8.55% das capturas. Alguns indivíduos das espécies mais recapturadas (*W. poecillinotus*: n = 52; 18%, *G. spirurus*: n = 34; 14% e *D. merula*: n = 22; 12%) percorreram mais de 1000 metros em um único dia e mais de 2.000 metros de um dia para outro, portanto essas espécies podem se deslocar entre as trilhas dos módulos.

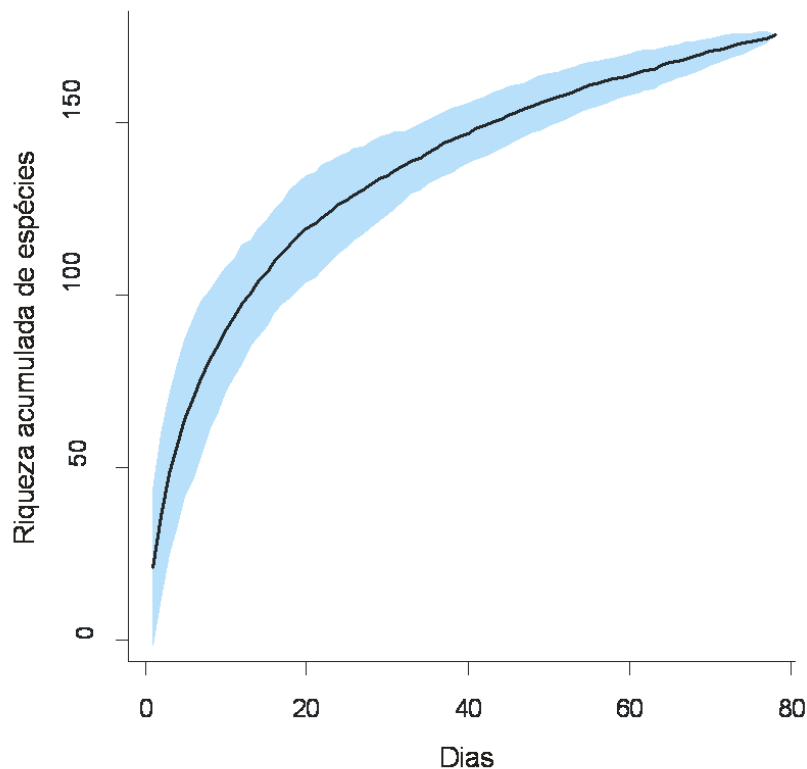
O número de recapturas, como esperado, está fortemente correlacionado com o número de capturas ( $R^2 = 0.82$ ). Para análises de movimentação e sobrevivência estimadas com dados de marcação e recaptura de indivíduos seria necessário um maior esforço para aumentar o número de recapturas. Dado o considerável esforço realizado nestas campanhas, considera-se viável o monitoramento a partir de aproximações de contingentes populacionais feitos com a taxa de captura de cada espécie.



No total, 78% das recapturas ocorrem no mesmo local da captura inicial, o que reflete a fidelidade territorial das espécies com maior número de capturas, enquanto a análise da porcentagem de recaptura em cada classe de distância entre parcelas em que os indivíduos foram capturados para as três espécies mais recapturadas indica que as recapturas ocorreram, na maioria das vezes (78%), no mesmo local da captura com exceção de espécies com territórios grandes como é o caso de *D. merula*, em que se observaram recapturas entre parcelas distantes até 4000 m, incluindo 3 recapturas entre módulos.

**Tabela 6.** Estimativas de diversidade geradas a partir de amostras em redes para cada um dos módulos de amostragem da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

	ILHA DO BUFALO	ILHA DA PEDRA	JIRAU - MD	JIRAU - ME	JACI-PARANA - MD	TEOTONIO	MORRINHOS
ACE	78.21	119.17	84.32	91.96	124.17	111.9	144.67
ICE	91.7	142.34	111.59	129.88	149.61	153.48	183.48
Chao 1	79.91	114.9	80.88	95.04	130.07	108.69	142.31
Chao 1 SD	8.69	9.42	8.21	12.69	15.56	12.58	19.94
Chao 2	86.83	127.2	92.3	129.5	134.71	148.13	151.69
Chao 2 SD	11.01	12.91	12.27	25.94	15.22	26.83	20.8
Jack 1	87.67	131	91.5	102.2	133	120.33	137.25
Jack 1 SD	12.16	17.42	10.71	19.45	12.46	17.26	23.28
Jack 2	98.6	147.27	103.5	119.75	151	142.47	158.42
Bootstrap	75.96	112.24	77.73	84.89	113.43	99	114.64
Rarefação Cole	62.69	90.77	59.16	65.42	89.95	76.3	85.22
Cole SD	1.67	2.11	2.31	2.13	2.4	2.2	2.88
Alpha	20.28	30.83	26.31	27.98	31.75	32.94	33.32
Alpha SD	1.57	2.04	2.45	2.49	2.12	2.77	2.33
Shannon	3.44	3.87	3.65	3.72	3.88	3.82	3.76
Shannon Exp	31.18	47.84	38.52	41.17	48.53	45.81	42.73
Simpson	19.76	31.41	28.18	29.5	31.84	32.59	23.83



**Figura 10.** Curva de acúmulo de espécies, ou do coletor, em relação ao número acumulativo de dias de amostragem, estimada por meio do método *Coleman*, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Em azul está representado o intervalo de confiança de 95%.

**Efeito de parcelas, módulo, vegetação, margem, estação, expedição e espécie na captura de 14 espécies selecionadas.** A taxa de captura das 14 espécies agrupadas apresentou um significativo efeito relacionado ao módulo, a vegetação, a margem do rio, a estação, a expedição e a espécie (Tabela 7, Figuras 11 a 16). O módulo de Morrinhos teve a maior taxa de captura das espécies focais, seguido por Ilha da Pedra e Jaci-Paraná-MD. Não foi identificada uma diferença significativa na taxa de captura entre esses módulos, mas sim entre eles e os demais (Figura 11). Com exceção de Jaci-Paraná-MD, os demais módulos com altas taxas de captura, Morrinhos e Ilha da Pedra, possuem os dois tipos de vegetação utilizados

pelas espécies focais, várzea e floresta ombrófila aberta de terra-firme. Logo, analisando todas as espécies focais conjuntamente, era de se esperar que a taxa de captura fosse maior nos módulos favoráveis a ocorrência de todas elas. Esses resultados também se explicam pela maior taxa de captura observada em ambientes de várzea, ainda que estas sejam sobretudo de uma única espécie, conforme discutido abaixo. Além disso, os três módulos possuem grandes extensões de florestas bastante conservadas e pouca alteração antrópica como estradas e pastos. Os módulos de Ilha do Búfalo e Teotônio não possuem floresta de várzea e apresentam muitas áreas de pastagens e estradas que os cortam, desfavorecendo a ocorrência das espécies-focais. Os módulos de Jirau-MD e Jirau-ME apresentam vegetação composta por floresta ombrófila aberta; além disso, o módulo de Jirau-MD possui estradas e um pasto abandonado, novamente diminuindo as chances de ocorrência das espécies focais.

A captura significativamente maior na várzea foi enviezada por *P. fasciicauda*, quarta espécie mais capturada na amostra total e com quase a totalidade de suas capturas feitas em várzea. As demais espécies focais, mesmo sendo indicadoras de floresta de terra-firme, foram capturadas em ambos os ambientes.

As taxas consideravelmente maiores de capturas na margem direita podem ser atribuídas ao fato de ser essa a margem mais conservada do rio Madeira. Anjos & Schulz (2011), quando estudaram o desflorestamento na APA do rio Madeira, indicaram que existem mais fazendas localizadas na margem esquerda do rio do que na direita. Na AID de Santo Antônio também foi constatado um maior desmate e ocupação na margem esquerda, margem em que a BR 319 está localizada, com os módulos apresentando estradas, pastagens e ocupações antrópicas.

As taxas de captura significativamente maiores no período da seca já eram esperadas, por ser este o período de reprodução e maior atividade da maioria das aves. No período chuvoso a movimentação das aves diminui, acarretando a diminuição nas taxas de captura.

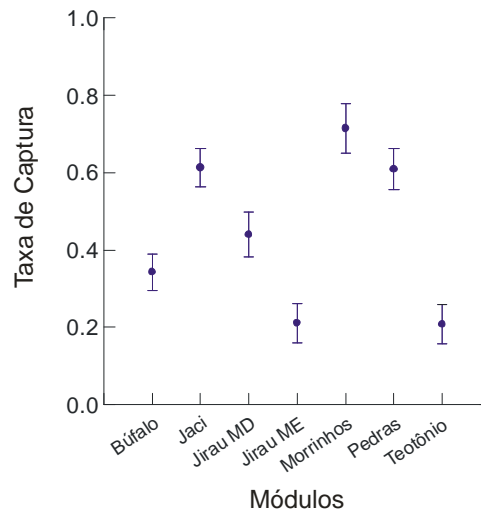
As taxas de captura entre as expedições seguem um padrão anual. As expedições de número 1, 2 e 3, realizadas em 2010 e 4, 5 e 6, realizadas em 2011, apresentam sequências crescentes de taxas de captura. As expedições 1 e 4, realizadas em março de 2010 e fevereiro de 2011 respectivamente, apresentam as

menores taxas de captura dentro de seus grupos, enquanto as expedições 3 e 6, realizadas em novembro/dezembro de 2010 e outubro de 2011, possuem as maiores taxas dentro de seus grupos. No primeiro trimestre, época das expedições 1 e 4, ocorre o período de chuvas na região e as aves tendem a ficar mais recolhidas e menos conspícuas. Ao final do ano, época das expedições 3 e 6, é o período da seca, no qual muitas aves se reproduzem e aumentam bastante sua atividade, ficando mais suscetíveis à capturas.

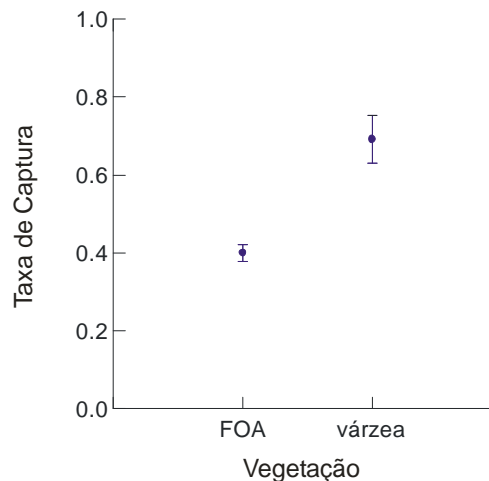
Analisar as espécies focais conjuntamente é uma maneira de ter uma visão geral sobre os efeitos das variáveis nas espécies como um todo. Os diferentes hábitos, biologia e taxas de captura de cada espécie podem enviesar os efeitos na direção de espécies com altas taxas de captura.

**Tabela 7.** Efeito de cinco variáveis sobre as taxas de captura de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Valores de P menores que 0.05 são estatisticamente significativos e aparecem grafados em negrito.

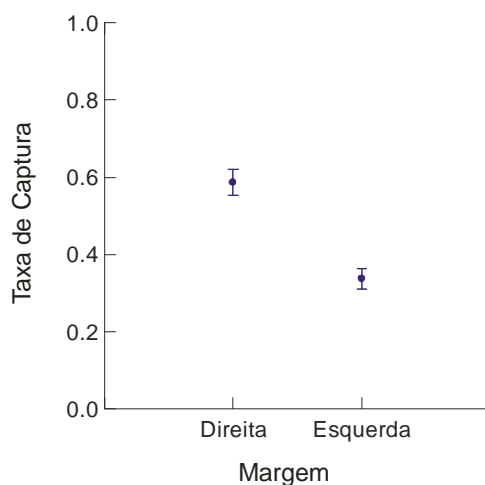
VARIÁVEL	SUM OF SQUARES	DF	MEAN SQUARE	F	P
Parcela	11.855	6	1.976	1.18	0.314
Módulo	136.592	6	22.765	13.908	<b>0.000</b>
Vegetação	31.541	1	31.541	18.929	<b>0.000</b>
Margem	54.541	1	54.541	32.87	<b>0.000</b>
Estação	7.613	1	7.613	4.549	<b>0.033</b>
Expedição	27.77	5	5.554	3.327	<b>0.005</b>
Espécie	150.154	13	11.55	7.059	<b>0.000</b>



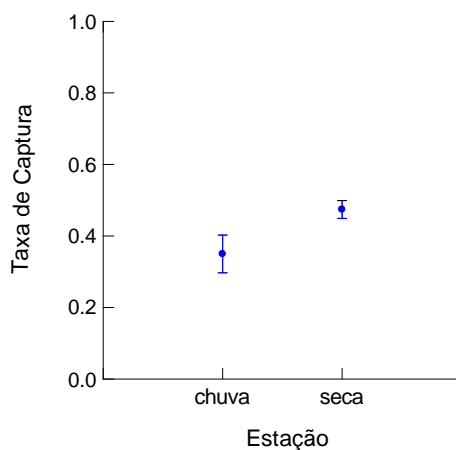
**Figura 11.** Efeito da variável “módulo” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



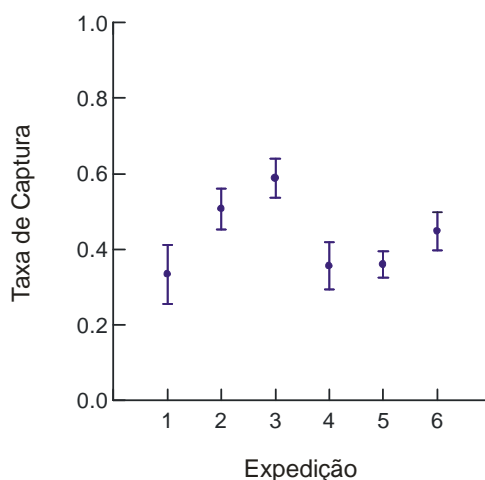
**Figura 13.** Efeito da variável “vegetação” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



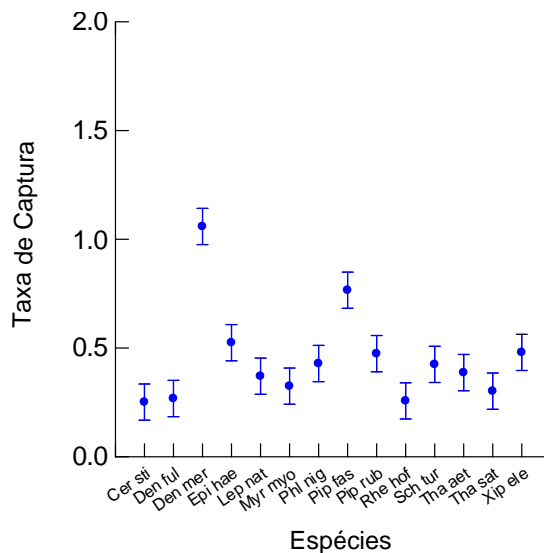
**Figura 12.** Efeito da variável “margem” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 14.** Efeito da variável “estação” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 15.** Efeito da variável “expedição” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 16.** Efeito da variável “espécie” na taxa de captura média a cada 100 h rede, com intervalos de confiança de 95%, de 14 espécies selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

A análise de cada espécie focal separadamente demonstrou que apenas duas não apresentaram efeito significativo de nenhuma das seis variáveis testadas. Quatro mostraram efeito de parcela, onze apresentaram efeito de módulo, uma apresentou efeito da vegetação, sete mostraram efeito de margem, duas efeito de estação e três efeito de expedição (Tabela 8).

*Thamnophilus aethiops* e *Pipra rubrocapilla* (Figura 17), mesmo não tendo apresentado efeito de nenhuma variável, podem ser usadas como “espécies-controle”, monitorando suas taxas de captura para ver se serão alteradas pós-enchimento da represa. Ambas são sensíveis a mudanças no hábitat e relativamente comuns no ambiente de terra-firme. Espera-se então que essas espécies apresentem capturas freqüentes em suas taxas de captura pós-barragem, pois tem ocorrência maior em Floresta Ombrófila Aberta, ambiente que não será diretamente impactado pelo empreendimento.

*Thamnomanes saturninus* apresentou taxa de captura significativamente maior nos módulos de Jaci-Paraná-MD e Morrinhos e na margem direita do rio Madeira. Certamente as significâncias em ambas as variáveis estão interligadas, já que esses dois módulos são da margem direita do rio. Essa espécie é freqüente em bandos-mistos e segue correições. A margem direita, por sua característica mais conservada, pode dar mais subsídios para a ocorrência tanto da espécie como dos recursos que ela utiliza.

*Epinecrophylla haematonota* teve taxas de captura mais elevadas nas expedições 3, 4 e 6, no módulo Ilha da Pedra e na margem esquerda. Novamente a significância do módulo e da margem estão interligadas, já que o módulo Ilha da Pedra está situado na margem esquerda do rio Madeira.

*Myrmoborus myotherinus* teve taxa de captura mais alta no módulo de Jaci-Paraná-MD. Este módulo não possui nenhuma área de várzea. Segundo Borges & Carvalhaes (2000) essa espécie evita áreas de florestas inundáveis, logo a maior taxa de captura nesse módulo pode ser explicada por esse motivo.

Os efeitos significativos de módulo e margem em *Rhegmatorhina hoffmannsi* se justificam por essa espécie ocorrer apenas na margem direita. Entretanto, entre os três módulos amostrados nessa margem sua ocorrência foi maior em Jaci-Paraná-MD e Jirau MD.



Morrinhos, margem direita (a qual a distribuição geográfica da espécie se restringe) e segunda expedição tiveram taxas de captura mais alta para *Phlegopsis nigromaculata*. A segunda expedição coincidiu com o período reprodutivo da espécie, provavelmente explicando sua maior atividade e aumento de captura de indivíduos, refletindo e.g. a captura de filhotes recém saídos do ninho.

*Dendrocincla fuliginosa* teve maior taxa de captura no módulo de Morrinhos, seguido por Ilha da Pedra, Ilha do Búfalo, Jirau MD e Teotônio. Essa espécie não foi capturada nos módulos de Jaci-Paraná-MD e Jirau ME. Também teve taxa de captura significativamente maior na época seca. A espécie não aparenta ser restrita a uma fisionomia da vegetação ou ser sensível a alterações antrópicas, dadas as características dos módulos onde foi capturada. Sobretudo, parece estar sob influencia de áreas de baixios, como aquelas alagadas em parte do ano, ou próximas a igarapés. Assim, poderá se manter relativamente inalterada em locais afetados indiretamente pelo empreendimento que estejam próximos à água.

*Dendrocincla merula* teve taxa de captura significativamente maior no módulo de Ilha da Pedra e na parcela 5000. Seguidora de correição obrigatória, essa espécie é bastante sensível à fragmentação florestal (Stouffer & Bierragaard, 1995a, b; Lees & Peres, 2010). Sua alta taxa de captura no módulo de Ilha da Pedra (área preservada que permanece alagada em grande parte durante o ano) e nas parcelas 5000 dos módulos em geral, normalmente mais preservadas por serem de mais difícil acesso, corroboram essa sensibilidade e demonstra que de fato essa espécie pode ser uma boa indicadora da qualidade do hábitat florestal, prevendo que poderá diminuir nas áreas monitoradas, por talvez se deslocarem para mais longe do rio após o enchimento do reservatório.

*Certhiasomus stictolaemus* apresentou taxas de captura maiores na primeira expedição e na estação chuvosa. Os efeitos significativos estão interligados, já que a primeira expedição se deu justamente na época de chuvas. Os resultados do presente estudo sugerem que a espécie apresenta variação sazonal em ocorrência ou comportamento. Estudos futuros poderão indicar a natureza desta variação, como por exemplo se são decorrentes de movimentos migratórios locais ou regionais ou de mudanças no padrão de movimentação no habitat para realização de atividades reprodutivas e alimentares.

*Xiphorhynchus elegans* teve taxa de captura significativamente maior no módulo de Ilha da Pedra. Esse módulo não possui nenhuma atividade antrópica, pois grande parte do mesmo permanece alagada durante o ano. Portanto para essa espécie, altamente sensível à fragmentação (Lees & Peres, 2008), a condição preservada desse módulo deve influenciar nas altas taxas de captura desta espécie, já que ela encontra nas áreas de floresta de terra-firme não perturbadas um hábitat adequado.

*Lepidothrix nattereri* apresentou taxas maiores de captura nos módulos de Jaci-Paraná-MD e Jirau MD, na margem direita e nas parcelas a partir de 2000 m. As significâncias dos módulos e da margem se devem ao fato da espécie ocorrer apenas na margem direita, substituindo *L. coronata*, presente na margem esquerda. Espécies típicas de terra firme, como *L. nattereri*, devem ser afetadas indiretamente pelo enchimento, já que sua área de ocorrência não será inundada. Porém, elas podem ser deslocadas mais para o interior da mata a medida que as espécies das áreas diretamente afetadas se desloquem para as áreas não alagadas.

***Pipra fasciicauda***, a espécie focal indicadora de ambientes alagáveis, teve taxas de captura significativamente mais altas nas parcelas de 0 e 500, nos módulos de Morrinhos e Ilha da Pedra, na margem direita e na vegetação de várzea. Como esperado, a espécie é completamente associada a florestas inundáveis. A maior taxa na margem direita está sendo influenciada pelo grande número de capturas dessa espécie no módulo de Morrinhos, o que apresenta maior representação do ambiente de várzea dentre os módulos estudados. **Essa é, portanto, uma espécie importante para ser monitorada, visto que todos os ambientes de várzea devem desaparecer da AID de Santo Antônio.** Talvez a espécie passe a ocupar florestas permanentemente alagadas até que novos ambientes de várzea se formem, o que porém poderá demandar muito tempo, ou ocupar trechos de floresta não alagada, temporariamente, o que indicaria flexibilidade ambiental.

*Schiffornis turdina* (Figura 18) apresentou taxas de captura mais elevadas no módulo de Jaci-Paraná-MD, na margem direita e nas parcelas 4000 m. Essa espécie é estritamente florestal e evita bordas. O módulo de Jaci-Paraná-MD tem estrutura florestal bastante conservada, favorecendo as altas taxas de captura de *S. turdina*. As parcelas 4000 m também são normalmente situadas em zonas de floresta de terra-

firme, longe das bordas. Essa espécie também deve ser acompanhada de perto, pois o deslocamento que poderá sofrer causado pelo movimento em massa esperado das espécies que vivem nas áreas diretamente afetadas pode fazer com que migre além das parcelas estudadas e torne-se rara na área de estudo.



**Figura 17.** *Pipra rubrocapilla*: Exemplo de espécie “controle” para fins de monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Foto de Laís Araujo Coelho.



**Figura 18.** *Schiffornis turdina*: Exemplo de espécie estritamente florestal, sugerida para monitoramento ambiental na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Foto de Roberta Boss.

**Tabela 8.** Efeito de seis variáveis em cada uma das 14 espécies focais selecionadas para o monitoramento por meio de redes de captura na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Valores de P menores do que 0.05 representam efeitos significativos e aparecem grafados em vermelho.

ESPÉCIE	VARIÁVEL	DF	MS	DF ERRO	MS ERRO	F	P
<i>Thamnophilus aethiops</i>	Parcela	6	1.847	229	1.032	1.789	0.10221
	Módulo	6	0.340	229	1.072	0.317	0.92783
	Vegetação	1	1.943	234	1.049	1.851	0.17495
	Margem	1	0.077	234	1.057	0.073	0.78785
	Estação	1	0.962	234	1.054	0.913	0.34032
	Expedição	5	1.869	230	1.036	1.805	0.11278

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	52	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---

<i>Thamnomanes saturninus</i>	Parcela	6	1.966	229	0.992	1.981	0.06936
	Módulo	6	4.710	229	0.921	5.117	0.00006
	Vegetação	1	2.260	234	1.012	2.233	0.13647
	Margem	1	26.548	234	0.908	29.231	0.00000
	Estação	1	3.341	234	1.007	3.317	0.06986
	Expedição	5	1.502	230	1.007	1.492	0.19336
<i>Epinecrophylla haematonota</i>	Parcela	6	1.451	229	1.595	0.909	0.48882
	Módulo	6	6.395	229	1.466	4.363	0.00034
	Vegetação	1	1.969	234	1.590	1.239	0.26686
	Margem	1	22.421	234	1.502	14.923	0.00014
	Estação	1	2.863	234	1.586	1.805	0.18038
	Expedição	5	5.148	230	1.514	3.400	0.00554
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	Parcela	6	0.299	229	0.680	0.440	0.85148
	Módulo	6	3.012	229	0.609	4.948	0.00009
	Vegetação	1	0.305	234	0.672	0.454	0.50108
	Margem	1	1.876	234	0.665	2.822	0.09434
	Estação	1	0.021	234	0.673	0.032	0.85895
	Expedição	5	0.012	230	0.684	0.018	0.99988
<i>Rhegmatorhina hoffmannsi</i>	Parcela	6	0.929	229	0.757	1.227	0.29322
	Módulo	6	4.619	229	0.660	6.995	0.00000
	Vegetação	1	1.551	234	0.758	2.046	0.15391
	Margem	1	25.813	234	0.654	39.453	0.00000
	Estação	1	2.264	234	0.755	2.999	0.08463
	Expedição	5	0.598	230	0.765	0.782	0.56387
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	Parcela	6	4.074	229	3.850	1.058	0.38862
	Módulo	6	19.125	229	3.456	5.534	0.00002
	Vegetação	1	0.133	234	3.872	0.034	0.85321
	Margem	1	61.347	234	3.610	16.992	0.00005
	Estação	1	1.709	234	3.865	0.442	0.50679
	Expedição	5	8.494	230	3.755	2.262	0.04920
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	Parcela	6	0.187	229	0.471	0.396	0.88106
	Módulo	6	1.561	229	0.435	3.586	0.00204
	Vegetação	1	0.833	234	0.462	1.802	0.18073
	Margem	1	0.007	234	0.466	0.016	0.90086
	Estação	1	1.846	234	0.458	4.031	0.04583
	Expedição	5	0.782	230	0.457	1.711	0.13286
<i>Dendrocincla merula</i>	Parcela	6	9.527	229	4.435	2.148	0.04898
	Módulo	6	10.993	229	4.397	2.500	0.02310
	Vegetação	1	0.195	234	4.584	0.043	0.83656
	Margem	1	6.335	234	4.558	1.390	0.23961
	Estação	1	17.066	234	4.512	3.783	0.05298
	Expedição	5	7.775	230	4.495	1.730	0.12869
<i>Certhiasomus stictolaemus</i>	Parcela	6	0.941	229	0.630	1.493	0.18150
	Módulo	6	0.503	229	0.642	0.784	0.58317
	Vegetação	1	0.498	234	0.639	0.780	0.37802

	Margem	1	0.229	234	0.640	0.359	0.54987
	Estação	1	2.971	234	0.628	4.730	0.03064
	Expedição	5	2.178	230	0.605	3.603	0.00371
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	Parcela	6	0.835	229	0.938	0.891	0.50220
	Módulo	6	3.096	229	0.878	3.525	0.00235
	Vegetação	1	2.200	234	0.930	2.367	0.12531
	Margem	1	0.674	234	0.936	0.720	0.39691
	Estação	1	1.138	234	0.934	1.218	0.27092
	Expedição	5	0.506	230	0.944	0.535	0.74937
<i>Lepidothrix nattereri</i>	Parcela	6	2.717	229	1.080	2.514	0.02241
	Módulo	6	14.193	229	0.780	18.202	0.00000
	Vegetação	1	3.844	234	1.111	3.461	0.06408
	Margem	1	53.585	234	0.898	59.670	0.00000
	Estação	1	0.428	234	1.125	0.380	0.53821
	Expedição	5	2.338	230	1.096	2.133	0.06240
<i>Pipra fasciicauda</i>	Parcela	6	25.130	229	3.777	6.654	0.00000
	Módulo	6	45.605	229	3.240	14.074	0.00000
	Vegetação	1	494.340	234	2.228	221.877	0.00000
	Margem	1	27.656	234	4.222	6.550	0.01112
	Estação	1	0.067	234	4.340	0.015	0.90142
	Expedição	5	8.579	230	4.230	2.028	0.07556
<i>Pipra rubrocapilla</i>	Parcela	6	0.619	229	1.092	0.567	0.75669
	Módulo	6	2.008	229	1.056	1.903	0.08134
	Vegetação	1	0.250	234	1.084	0.231	0.63142
	Margem	1	0.259	234	1.084	0.239	0.62544
	Estação	1	2.758	234	1.073	2.571	0.11021
	Expedição	5	1.035	230	1.081	0.957	0.44498
<i>Schiffornis turdina</i>	Parcela	6	2.852	229	0.779	3.662	0.00172
	Módulo	6	4.103	229	0.746	5.500	0.00002
	Vegetação	1	0.945	234	0.831	1.137	0.28738
	Margem	1	3.345	234	0.821	4.074	0.04468
	Estação	1	0.448	234	0.833	0.537	0.46430
	Expedição	5	0.736	230	0.834	0.883	0.49348

**Comparações de dados entre os transectos dos módulos e entre diferentes dias de amostragem – Resultados da Quinta Expedição.** Foram utilizadas 1280 capturas de 130 espécies de aves e de 5 táxons identificados em nível de gênero (*Dendrocincla* sp., *Hemitriccus* sp., *Hylophilus* sp., *Nonnula* sp. e *Myrmotherula* sp.) capturadas entre 27 de maio e 28 de junho de 2011. Como um

grande número de espécies possui baixa frequência de captura, foram utilizadas duas categorias para as análises de similaridade entre os transectos: a) mais frequentes - com mais que 2 capturas (74 espécies, 1194 capturas) e b) raras - com uma ou duas capturas (61 espécies, 85 capturas).

Os resultados obtidos indicam que os transectos de cada módulo são similares em riqueza (Figura 19), assim como nas abundância de espécies e na estrutura da comunidades de aves (Figuras 20 a 23).

Com exceção do módulo Ilha do Búfalo, onde as amostragens foram conduzidas apenas no transecto T1, em todos os outros módulos a amostragem, quando em apenas um transecto, foi realizada no transecto T2, que em todos os casos teve estimativas pontuais de riqueza mais alta.

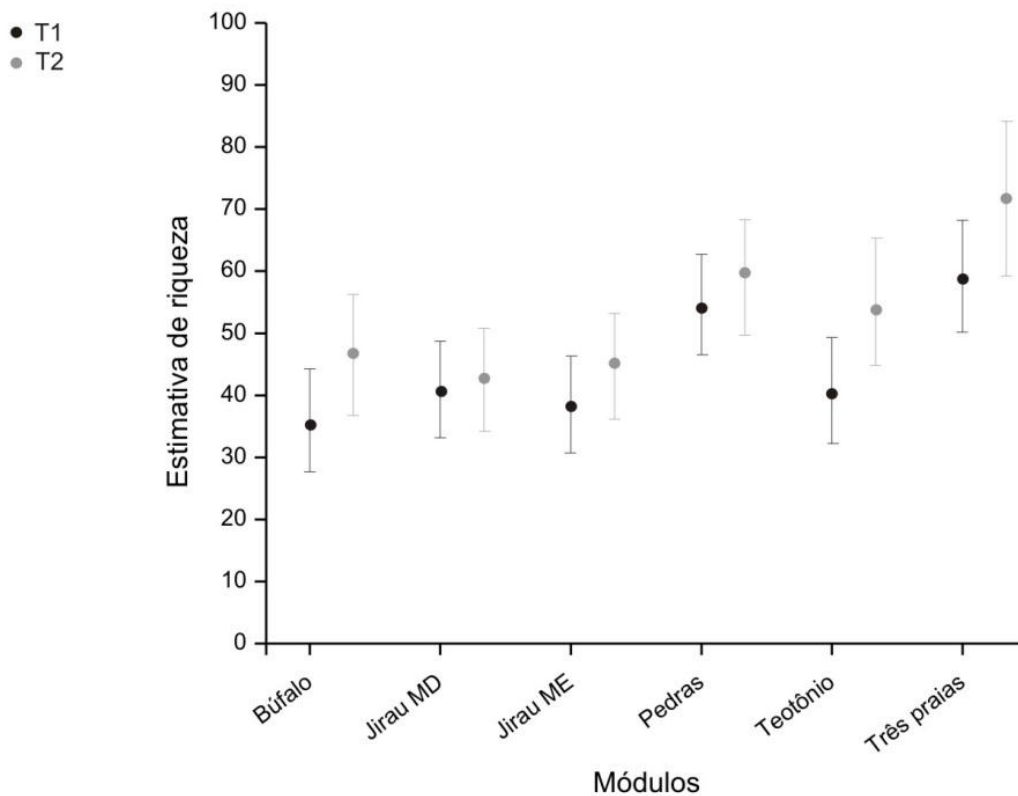
A ausência de diferença significativa entre a riqueza de espécies de aves nos transectos, aliada ao fato de que as amostragens em apenas um transecto ocorrerem no transecto de maior riqueza, fornece um indício da similaridade entre as comunidades de aves que ocorrem nos dois transectos.

Como esperado apenas em função de estruturação espacial, a composição e as abundâncias das espécies nos transectos T1 e T2 em cada módulo foram mais similares entre si do que entre módulos distintos, considerando todos os módulos em análise de permutação hierarquizada (Quadro 01). Ou seja, não houve distinção entre T1 e T2 ( $R^2=0,021$ ;  $F=0,22$ , g.l.=11;  $P=0,38$ ). Por outro lado, houve clara distinção entre os módulos ( $R^2=0,877$ ;  $F=8,6$ ; g.l.=11;  $P< 0,0072$ ) nesta mesma análise.

As análises de redução dimensional (NMDS) utilizaram dois eixos para segregar/agrupar os módulos e respectivos transectos e, inclusive, evidenciam o contraste de composição de fauna que decorre da barreira biogeográfica imposta pelo curso do Rio Madeira (linha verde nas Figuras 14 e 15). Entretanto, vale ressaltar que esta distinção decorre de análise multivariada da comunidade como um todo e reflete diferenças quali-quantitativas sutis – espécies presentes no gráfico de um ou outro lado do gradiente evidenciado não são necessariamente restritas a estas unidades biogeográficas.

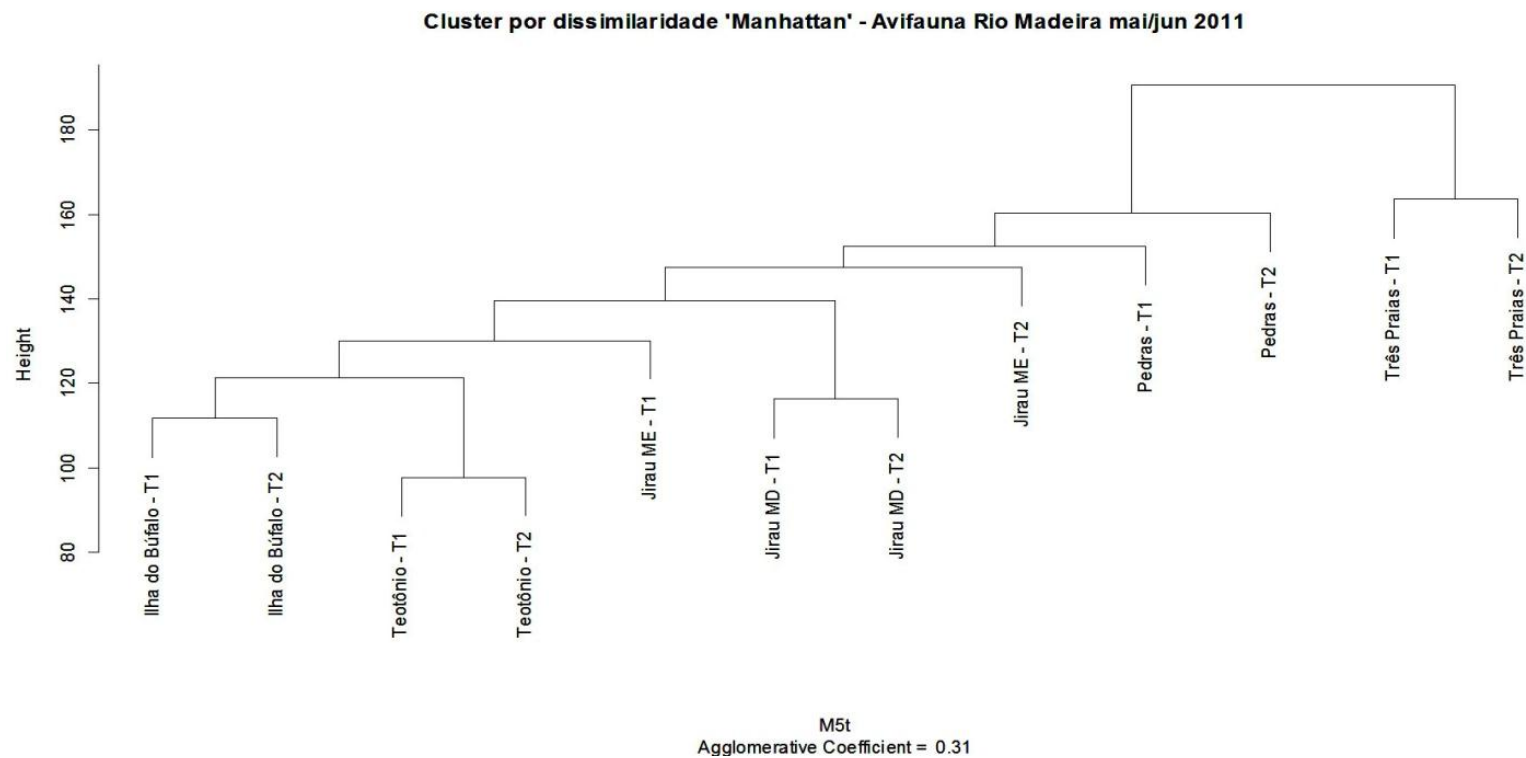
Os agrupamentos obtidos pela aplicação de UPGMA sobre as matrizes de dissimilaridade, tanto com todas as espécies ( $N=135$  – Figura 20), como apenas com as espécies mais frequentes ( $N=74$  – Figura 21), demonstraram que a maior parte dos

módulos possui composição e abundância de espécies mais similares entre seus transectos (T1 e T2) do que entre os outros módulos, com exceção de Jirau ME e Pedras (Figuras 20 e 21).

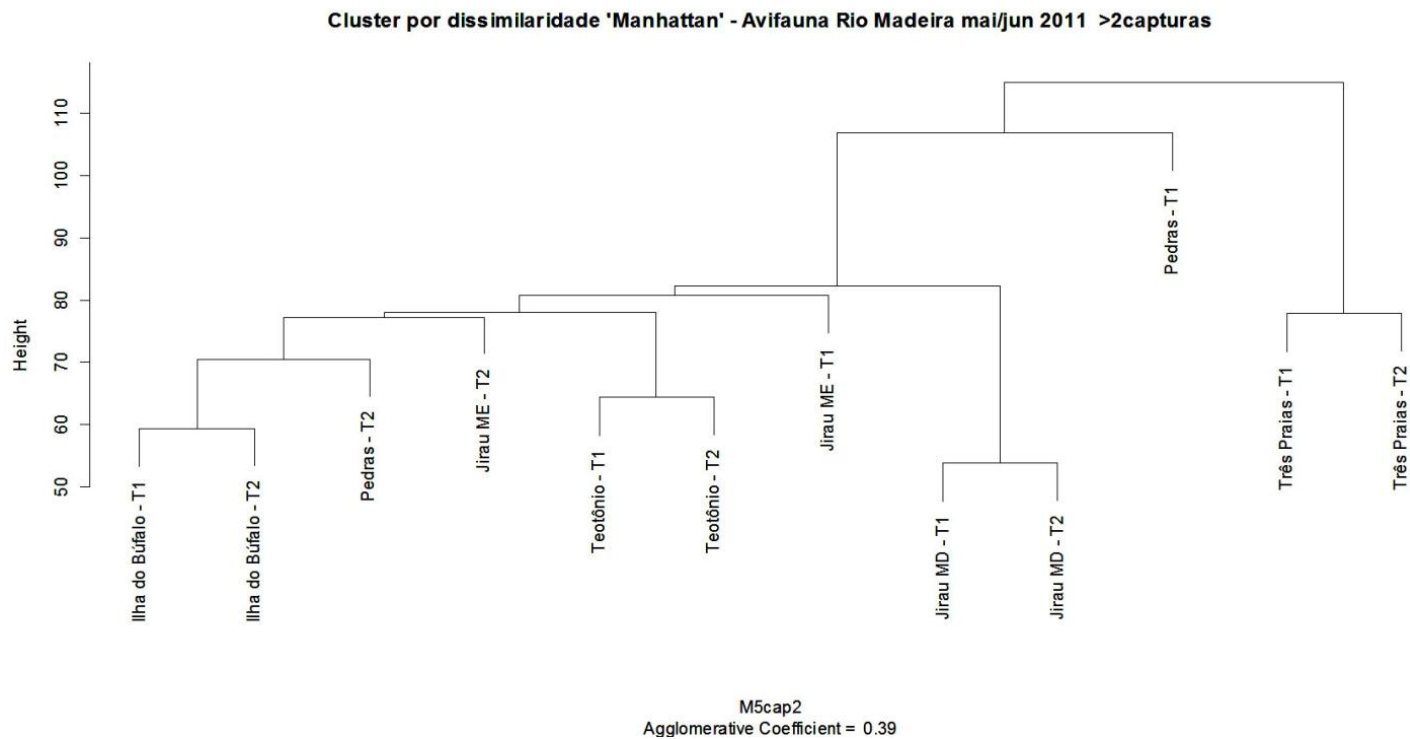


**Figura 19:** Estimativas de riqueza de aves e intervalos de confiança de 95% obtidos na comparação do transecto 1 e 2 de cada módulo, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Intervalos de confiança que se sobrepõem indicam diferenças não significativas entre riqueza de aves nos transectos.



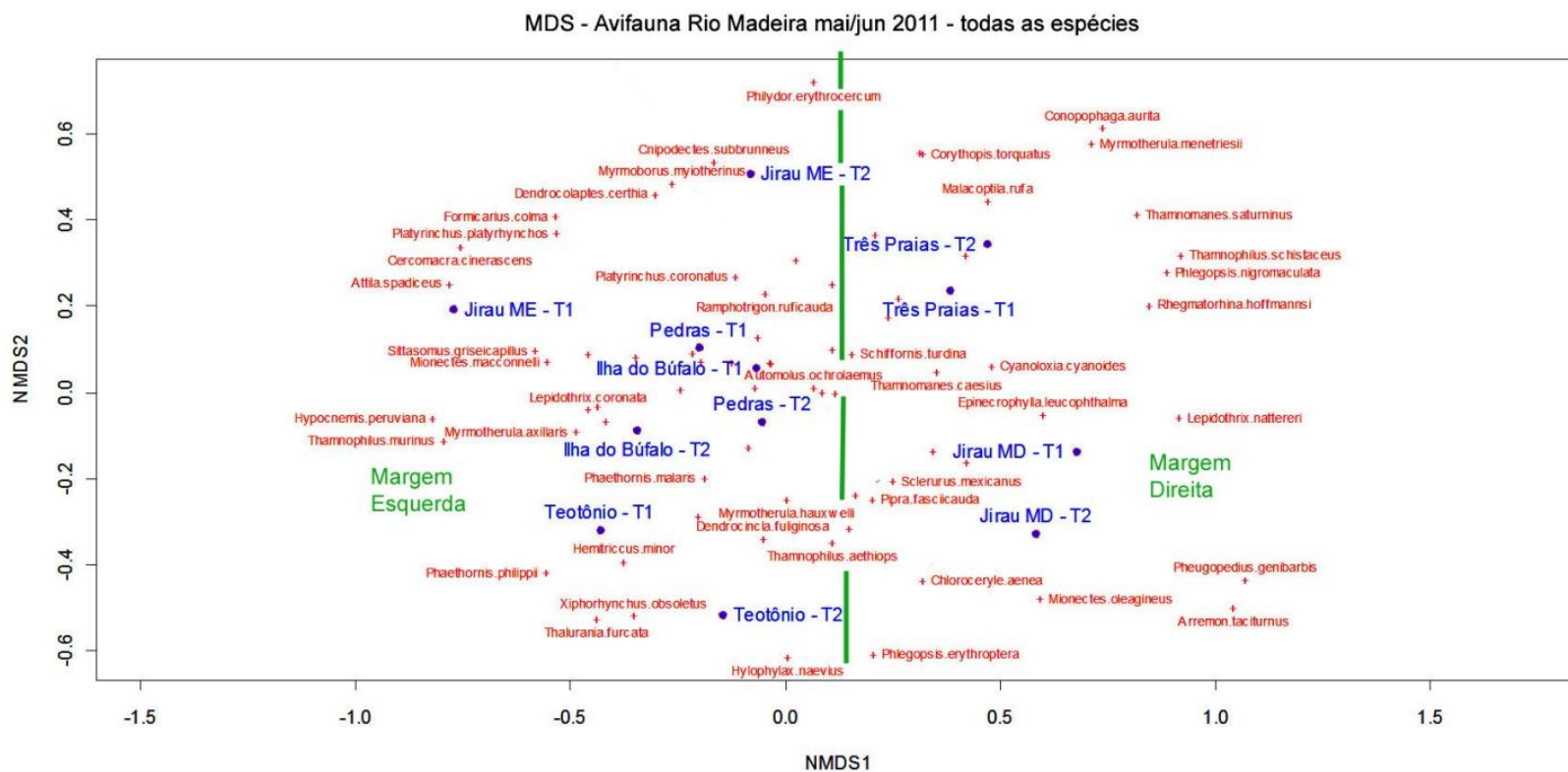


**Figura 20.** Cluster UPGMA sobre matriz de dissimilaridade entre módulos com todas as espécies capturadas, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



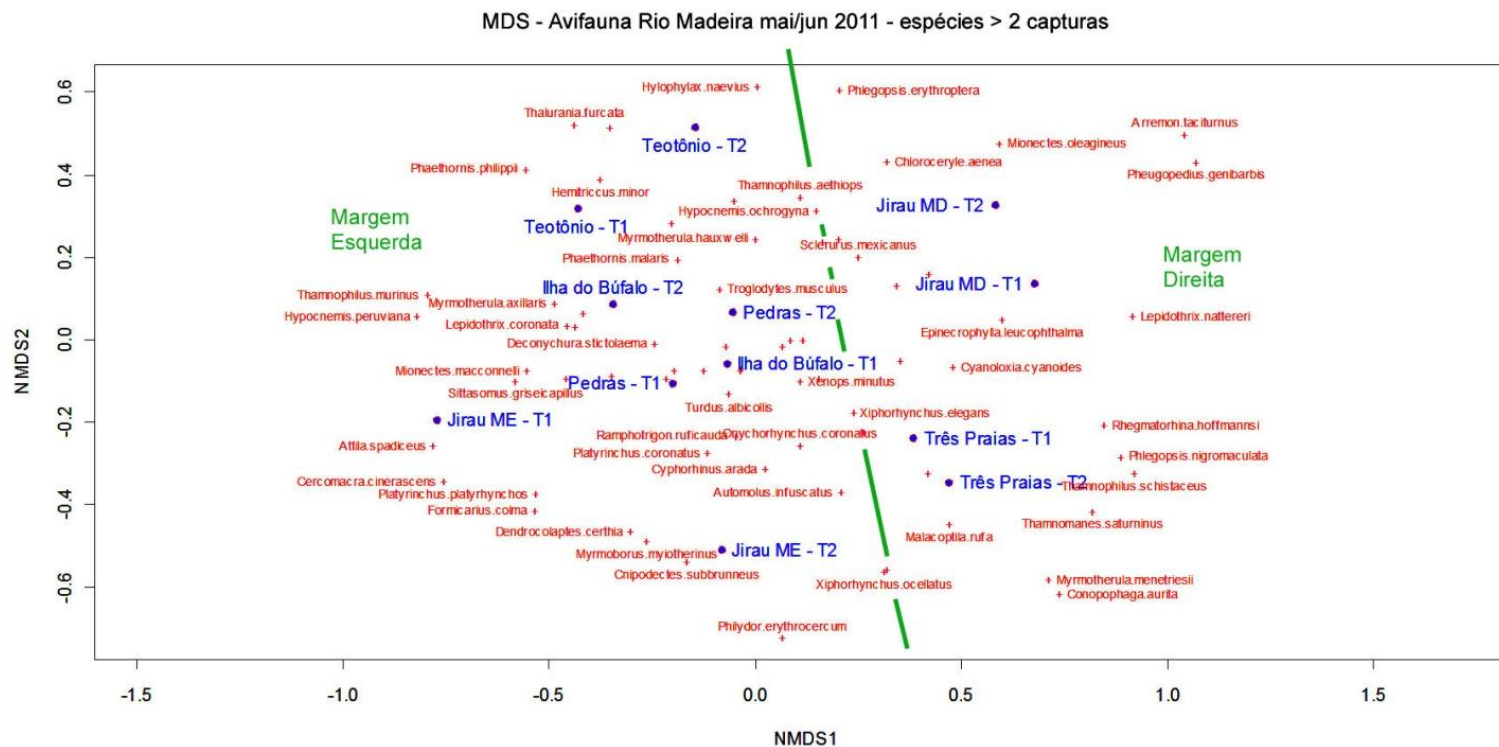
**Figura 21.** Cluster UPGMA sobre matriz de dissimilaridade entre módulos com as espécies com mais que dois indivíduos capturados, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	58	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---



**Figura 22.** NMDS de todas as espécies para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, evidenciando o efeito de barreira geográfica exercido pelo rio Madeira.

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	59	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---



**Figura 23.** NMDS de espécies com mais que 2 capturas para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, evidenciando o efeito de barreira geográfica exercido pelo rio Madeira..

**Quadro 01.** Resultados das análises de permutação apresentados em tabela ANOVA e comandos utilizados no R (vegan) na comparação entre T1 e T2 e entre os 6 módulos amostrados com redes em mai/jun 2011 na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

```
#Call:
#adonis(formula = Y ~ T, data = m5mt.todas, permutations = 10000, strata =
m5mt.todas$Módulo)

#          Df SumsOfSqs MeanSqs  F.Model  R2    Pr(>F)
#T          1 0.002956  0.0029563  0.22442 0.02195 0.3801
#Residuals 10 0.131730  0.0131730  0.97805
#Total      11 0.134686          1.00000

#>Call:
#adonis(formula = Y ~ Módulo, data = m5mt.todas, permutations = 10000, strata =
m5mt.todas$T)

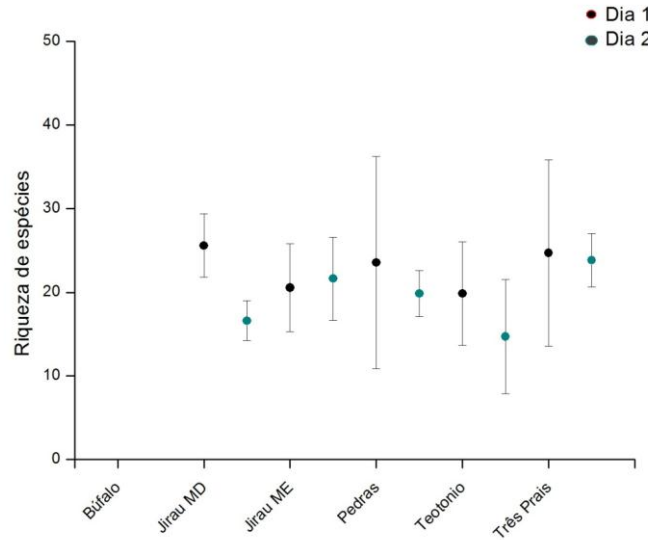
#          Df SumsOfSqs MeanSqs F.Model  R2 Pr(>F)
#Módulo    5 0.118193 0.0236386 8.5995 0.87754 0.007199 **
#Residuals  6 0.016493 0.0027488  0.12246
##Total    11 0.134686          1.00000

#Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

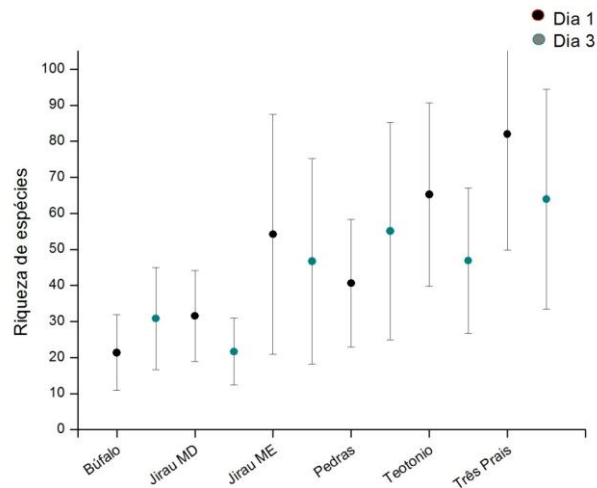
Nestes gráficos é possível rever o padrão demonstrado nas análises de agrupamento com mais clareza e fazendo-se associação com alguns táxons responsáveis pela diferenciação entre as comunidades. Aqueles compartilhados entre um maior número de módulos e transectos estão localizados mais ao meio dos diagramas e, à medida que se afastam do centro e direcionam-se para um ou outro

módulo, demonstram estar contribuindo com maior peso na diferenciação comunidades.

As comparações de riqueza de espécies entre os diferentes dias de amostragem também apontam para uma ausência de diferença de riqueza entre o primeiro e segundo dia de amostragem com exceção do módulo de Jirau margem direita (Figura 24). Também não foi detectada nenhuma diferença significativa da riqueza de aves entre o primeiro e o terceiro dia de amostragem (Figura 25). Se por um lado a riqueza de espécies de aves pode ser acessada já no primeiro dia de amostragem é importante reconhecer que os dias subsequentes podem ser biologicamente informativos já que as mesmas espécies podem também ser capturadas, em maiores números de indivíduos. Portanto, três visitas à mesma parcela em dias subsequentes podem detectar a mesma riqueza de aves muito embora as taxas de captura de indivíduos comecem a diminuir já que alguns indivíduos capturados aprendem a reconhecer e evitar as redes de neblina. Se o objetivo de uma pesquisa ou empreendimento é o monitoramento de espécies de aves deve-se atentar para o fato de que o monitoramento com redes de neblina busca também, além da composição e balanço da comunidade, por indivíduos que possam indicar impactos específicos advindos dos efeitos deletérios do empreendimento: quanto maior a chance de realizar uma recaptura, maior a informação que este indivíduo está transmitindo. Portanto, para a determinação da abundância e ocorrência das espécies de aves, é mais interessante do ponto logístico, a concentração do esforço de amostragem em apenas um transecto de cada módulo e isso não representa implicações biológicas relevantes. Uma vez que os transectos de cada módulo estão muito próximos um do outro é altamente provável que esses transectos compreendam os mesmos tipos de ambientes e possuam comunidades de aves muito similares entre si. O esforço de amostragem concentrado em apenas um transecto, por outro lado, facilita a logística de amostragem além de possibilitar um aumento de visitas a cada ponto ou parcela amostral favorecendo o emprego de técnicas e métodos que lidem com a detecção imperfeita das espécies e aumentem a chance de recapturar indivíduos já anilhados.



**Figura 24:** Estimativas de riqueza de aves e intervalos de confiança de 95% obtidos na comparação do primeiro e segundo dia consecutivo de amostragem, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Intervalos de confiança que se sobrepõem indicam diferenças não significativas entre riqueza de aves nos transectos.



**Figura 25:** Estimativas de riqueza de aves e intervalos de confiança de 95% obtidos na comparação do primeiro e terceiro dia consecutivo de amostragem, para amostras em redes na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Intervalos de confiança que se sobrepõem indicam diferenças não significativas entre riqueza de aves nos transectos.

#### 4.3. Riqueza, Diversidade, Modelos de ocorrência das espécies selecionadas e Ordenação em Amostras por pontos de escuta

Um total de 5.364 detecções de 386 espécies de aves foram consistentemente identificadas. Estas estão distribuídas em 952 pontos de amostragem, assim distribuídos: 192 pontos no módulo da Ilha do Búfalo, 118 pontos no módulo da Ilha da Pedra, 114 pontos no módulo de Jaci-Paraná-MD, 90 pontos no módulo de Jirau margem direita, 175 pontos no módulo de Jirau margem esquerda, 103 pontos no módulo de Morrinhos e 160 pontos no módulo de Teotônio (ANEXO 4). Cada um dos 322 pontos amostrais foi visitado para coleta de dados no mínimo uma vez e no máximo oito vezes. Trinta e seis espécies foram registradas exclusivamente por esse método, sendo que oito espécies representam confirmação de ocorrência de espécies não registradas, mas indicadas como de provável ocorrência por Cohn-Haft *et al.* (2005):, *Accipter poliogaster* (fotografado), *Heterospizias meridionalis* (voz gravada), *Hylexetastes stresemanni* (voz gravada), *Berlepschia rikeri* (voz gravada), *Automolus rufipileatus* (identificação auditiva, necessita de uma evidência permanente), *Pachyramphus surinamus* (voz gravada) *Phoenicircus nigricollis* (voz gravada), *Hemitriccus griseipectus* (voz gravada). O registro de *Pachyramphus surinamus*, conhecida das Guianas até o norte do rio Amazonas, amplia significativamente a área de geográfica de ocorrência dessa espécie.

O grande número de espécies indicadoras de floresta de terra-firme reflete a distribuição dos pontos amostrais amplamente distribuídos nesse ambiente. As áreas de várzea ao longo do Madeira são estreitas mesmo durante os períodos de seca. Esse fato aliado ao delineamento amostral com transectos de 5 km perpendiculares à calha do rio são responsáveis pelos poucos pontos de escuta associado às áreas naturalmente alagáveis.

As espécies com maior número de detecções (>100 detecções ao longo de todas as expedições) foram: cricrió (*Lipaugus vociferans*), tucano-grande-de-papo-branco (*Ramphastos tucanus*), surucuá-grande-de-barriga-amarela (*Trogon viridis*), papagaio-moleiro (*Amazona farinosa*), chororó-pocué (*Cercomacra cinerascens*), choca-murina (*Thamnophilus murinus*), arapaçu-elegante (*Xiphorhynchus elegans*), e



a pomba-amargosa (*Patagioenas plumbea*) (ANEXO 4). Um total de 70 espécies de aves foi registrada apenas uma vez ao longo de todas as expedições.

A riqueza esperada para cada um dos módulos e para a AID da UHE Santo Antônio foi estimada por meio de vários métodos com base nos dados das quatro primeiras expedições (Tabela 9). De maneira geral, os estimadores apresentaram o mesmo padrão, indicando que os módulos de Teotônio e da Ilha dos Búfalos possuem estimativas pontuais de riqueza maiores que outros módulos, ainda que a amostragem do módulo Ilha do Búfalo tenha sido prejudicada na terceira expedição devido às baixas temperaturas registradas pelo fenômeno conhecido localmente como “friagem”, que ocasiona uma brusca alteração nas condições meteorológicas, causando uma diminuição da temperatura e umidade do ar. Informações obtidas na mídia local indicaram uma temperatura mínima de 13°C.

O estimador que apresentou maiores valores pontuais de riqueza foi o *Bootstrap* que, entretanto, não forneceu estimativas de confiança dos dados (Tabela 9). O estimador de riqueza que apresentou menores valores de incerteza associado aos dados foi o *Jackknife* de primeira ordem (Tabela 9). A curva de acumulação de espécies de aves atingiu a assíntota, incrementando rapidamente até 300 espécies em apenas 12 dias de amostragem e lentamente acrescentando espécies até o patamar de 464 espécies esperadas por meio do *jackknife* primeira ordem e 490 espécies esperadas por meio do *jackknife* segunda ordem para a totalidade da AID (Figura 26). Portanto, um número ainda maior de espécies de aves deve ser detectado com a continuação dos estudos na região. Esse fato associado à listagem de aves com potencial probabilidade de ocorrência na área de estudo, gerada por Cohn-Haft *et al.* (2005) indica:

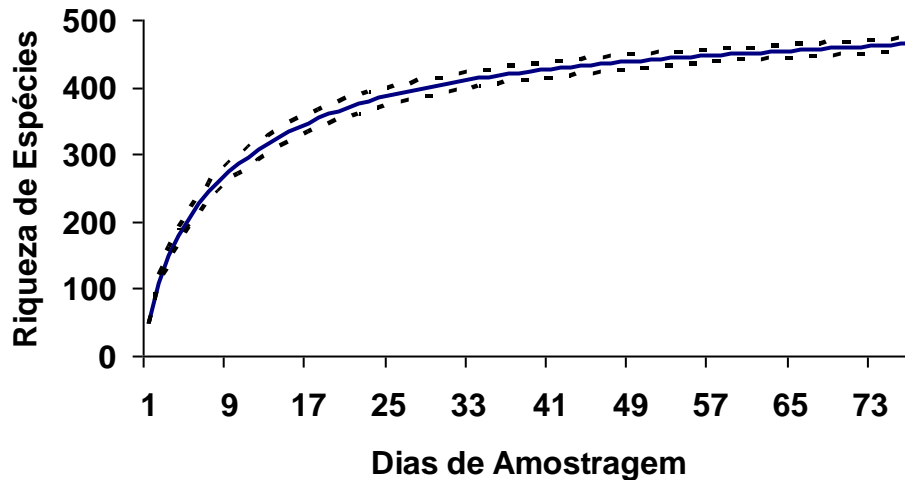
- 1) A necessidade da continuação de amostragens padronizadas e sistematizadas de aves na região para a caracterização mais precisa de toda a comunidade de aves
- 2) A necessidade de ampliação das amostragens de aves em outras fisionomias vegetacionais, mas principalmente nas florestas aluviais, para o reconhecimento do status das espécies que ocorrem nesses ambientes.

Contudo, é importante destacar que nem todas as espécies de aves são suscetíveis à detecção por meio de amostragem por ponto de escuta, ou por qualquer

outro método utilizado individualmente, portanto, dificilmente um único método será capaz de detectar todas as espécies de aves de uma região.

**Tabela 9.** Estimativas de riqueza e diversidade geradas a partir de amostras em censos por pontos para cada um dos módulos de amostragem da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

	ILHA DO BUFALO	ILHA DA PEDRA	MORRINHOS	TEOTONIO	JIRAU –ME	JIRAU - MD	JACI-PARANA – MD
<b>ACE</b>	323.08	240.72	246.69	279.62	230.59	230.00	256.03
<b>ICE</b>	327.8	270.79	267.68	306.1	258.03	255.52	294.55
<b>Chao 1</b>	313.53	228.58	240.03	283.62	213.78	232.31	253.29
<b>Chao 1 SD</b>	29.41	19.34	21.03	25.14	14.61	23.50	19.92
<b>Chao 2</b>	294.64	250.56	246.36	308.3	239.34	233.51	269.68
<b>Chao 2 SD</b>	23.34	24.75	22.09	31.58	21.56	23.00	23.03
<b>Jack 1</b>	294.64	240.1	242.5	280.46	236.45	226.56	264.89
<b>Jack 1 SD</b>	13.67	11.42	10.92	17.85	12.53	12.73	9.09
<b>Jack 2</b>	336.91	279.83	278.32	329.12	271.06	263.21	303.49
<b>Bootstrap</b>	249.31	200.81	205.6	236.62	200.6	189.41	224.86
<b>Rarefação Cole</b>	205.67	162.03	167.95	196.02	165.3	150.93	184.21
<b>Cole SD</b>	2.43	2.51	2.53	2.35	2.28	2.69	2.64
<b>Alpha</b>	84.25	78.53	75.24	84.51	69.14	81.36	74.27
<b>Alpha SD</b>	4.37	5.09	4.54	4.66	4.04	5.81	3.97
<b>Shannon</b>	4.77	4.67	4.61	4.81	4.58	4.65	4.69
<b>Simpson</b>	82.04	78.48	62.98	90.6	65.03	82.95	70.33



**Figura 26.** Média e intervalo de confiança de 95% da riqueza de espécies de aves, em relação ao número acumulado de dias de amostragem, estimada por meio do método *jackknife* de primeira ordem, para amostras em censos por pontos das quatro primeiras expedições na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

**Modelos de ocorrência das espécies selecionadas.** Somente os dados das quatro primeiras expedições foram utilizados para modelagem da ocorrência das espécies. Os modelos que melhor descreveram a ocorrência das 10 espécies selecionadas nos módulos de amostragem da AID da UHE Santo Antônio incluíram a distância em relação ao rio (5 espécies), margem (8 espécies), ambiente (8 espécies) e modelo nulo (1 espécie) (Tabela 10). O procedimento de seleção de modelos demonstrou que a covariável “alagamento” aparece nos melhores modelos de duas espécies: *Thamnophilus schistaceus* e *Thamnophilus aethiops* (Tabela 10). Uma terceira espécie, o chororó-pocué (*Cercomacra cinerascens*) também parece ser afetada pelo efeito do alagamento se for considerado o segundo melhor modelo que também pode ser utilizado para explicar os dados já que apresenta  $\Delta AIC < 2$ . A presença dessa covariável nos melhores modelos dessas espécies indica que suas ocorrências podem ser diretamente afetadas pelo enchimento da represa. Uma vez que essa covariável se figura como a principal hipótese a ser testada no contexto do

empreendimento, foi utilizado um modelo mais simples, que permite observar apenas o efeito dessa covariável (alagamento) na ocorrência das espécies. Um benefício desse procedimento é que o coeficiente dessa covariável pode ser facilmente comparado entre as diferentes espécies, já que foi obtido a partir do mesmo modelo para todas as espécies. Como resultado, duas espécies, *Thamnophilus schistaceus* e *Cercomacra cinerascens*, apresentaram um coeficiente significativamente maior que zero, indicando que os pontos das trilhas que serão alagados correspondem justamente aos locais que essas espécies possuem maior probabilidade de ocorrência (Figura 27). Portanto, potencialmente essas duas espécies serão negativamente afetadas pelo enchimento do reservatório.

O efeito da distância dos pontos amostrais em relação ao rio aparece nos melhores modelos de quatro espécies. Ou seja, a ocorrência dessas espécies aumenta ou diminui com a variação da distância do rio ao ponto de amostragem. Entretanto, o coeficiente dessa covariável aparece como significativamente diferente de zero apenas para *Xiphorhynchus elegans* e *Thamnophilus murinus*. Em ambos os casos esse coeficiente assume um valor positivo indicando que essas espécies possuem ocorrências maiores em pontos mais afastados do rio. Ambas as espécies são indicadas como bioindicadoras de matas de terra-firme e é provável que a ocorrência dessas espécies em pontos mais afastados do rio esteja associada ao fato de que esses locais possuem uma floresta de terra-firme, corroborando assim com as categorizações existentes.

A covariável “margem” aparece nos melhores modelos para nove espécies indicando que o rio Madeira apresenta um efeito de barreira geográfica não somente na composição das comunidades em margens opostas, mas também na proporção de locais que uma espécie ocorre. Este resultado representa uma evidência a mais à hipótese de rio como barreiras. Esta hipótese prevê a ocorrência de diferenciação alopatrica causada por restrição de fluxo gênico entre populações de margens opostas, devido à incapacidade de cruzarem os trechos mais largos dos rios (para uma revisão, ver Gascon *et al.* 2000). De acordo com essa hipótese, os rios apresentam um papel importante na modelagem da variação dos padrões genéticos e ecológicos atuais, para espécies e comunidades de organismos na Amazônia (Gascon *et al.* 2000). Esse fato pode estar indicando, entretanto, outros efeitos

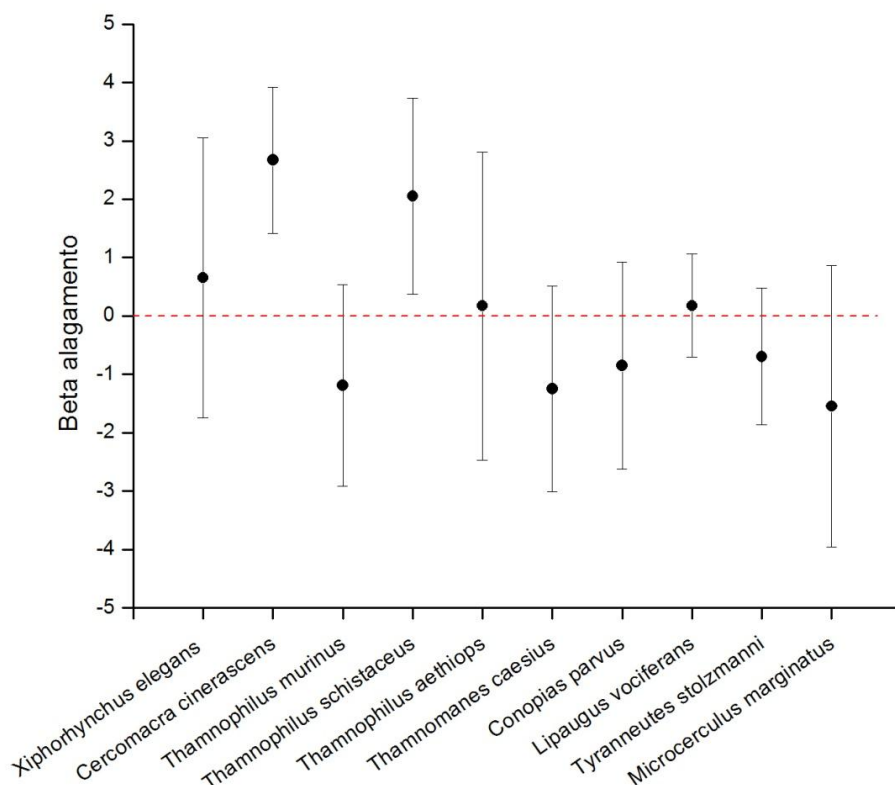
associados às margens opostas que não foram quantificados, por exemplo, o grau de conservação das áreas com vegetações primárias. As imagens de satélite mostram claramente que a margem direita do Rio Madeira possui menor cobertura de vegetação primária e esse fato também pode ser responsável pela variação na ocorrência das aves. É interessante observar, entretanto, que os coeficientes dessa covariável assumiram valores significativamente diferentes de zero e com sinais negativos para duas espécies, o chororó-pocua (*Cercomacra cinerascens*) e o uirapuruzinho (*Tyranneutes stolzmanni*) indicando que essas espécies possuem ocorrências maiores justamente na margem direita. Além disso, a espécie *Thamnophilus schistaceus* só foi detectada na margem direita do Madeira, muito embora os mapas de distribuição dessa espécie indiquem que ela também ocorra na margem esquerda do Madeira.

A presença do ambiente de várzea e de outras áreas alagáveis, representada pela covariável “ambiente”, aparece nos melhores modelos de três espécies indicando que as variações vegetacionais influenciam a ocorrência dessas espécies. Essa covariável também aparece no segundo melhor modelo para a espécie *Thamnophilus schistaceus* com  $\Delta AIC < 2$ . O coeficiente beta dessa covariável assume valores significativamente diferente de zero para três espécies: *Cercomacra cinerascens*, *Thamnophilus schistaceus* e *Tyranneutes stolzmanni*. Entretanto, assume valores positivos apenas para *Cercomacra cinerascens* e *Thamnophilus schistaceus*, indicando que essas espécies possuem ocorrências maiores em ambientes alagáveis. O coeficiente da covariável “ambiente” assume um valor negativo para *Tyranneutes stolzmanni* indicando que essa espécie possui ocorrência maior em outras fitofisionomias florestais que não aquelas das áreas inundáveis. *Cercomacra cinerascens* é considerada um bioindicador de florestas de terra-firme (Stotz *et al.*, 1996) e diferentemente do esperado essa espécie ocorre em maior proporção de locais justamente em pontos localizados em áreas inundáveis. Uma possível explicação para esse fato pode ser baseada no micro-habitat em que essa espécie ocorre: emaranhados de cipós e lianas. Portanto, com uma estrutura de vegetação semelhante a observada nas áreas de floresta de várzea da AID, as quais apresentam também maior ocorrência de cipós e lianas. *Thamnophilus schistaceus* é indicado como ocorrendo em floresta de várzea.

O modelo nulo, em que ocorrência varia de forma constante, aparece somente em uma espécie, o cricrió (*Lipaugus vociferans*).

**Tabela 10.** Modelos selecionados para cada par de espécies registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

ESPÉCIE	MELHOR MODELO		PESO
	OCORRÊNCIA	DETECÇÃO	
<i>Xiphorhynchus elegans</i>	Margem +distância rio	Hora+estação	0.6043
<i>Cercomacra cinerascens</i>	Margem + ambiente	Hora+estação	0.51
<i>Thamnophilus murinus</i>	Margem + distância rio	Hora+estação	0.6492
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	Margem + alagamento	Hora+estação	0.4162
<i>Thamnophilus aethiops</i>	Margem + distância rio+alagamento	Hora+estação	0.5848
<i>Thamnomanes caesius</i>	Margem + distância rio	Hora+estação	0.6073
<i>Conopias parvus</i>	Margem + distância rio	Hora+estação	0.5676
<i>Lipaugus vociferans</i>	Nulo	Nulo	0.2768
<i>Tyranneutes stolzmanni</i>	Margem + ambiente	Hora+estação	0.6338
<i>Microcerculus marginatus</i>	Margem + ambiente	Hora+estação	0.6128



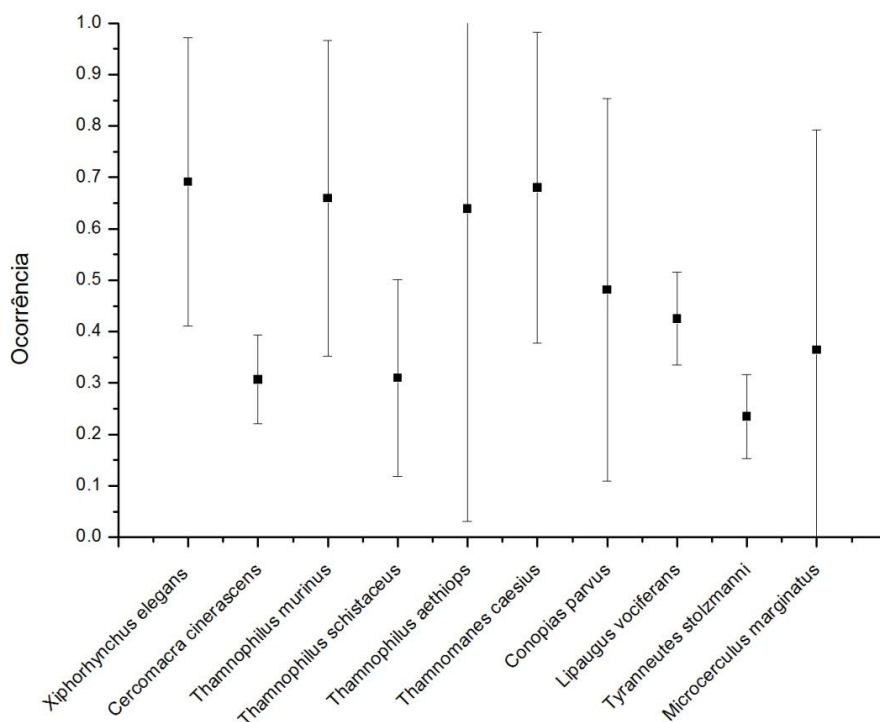
**Figura 27.** Estimativas pontuais e intervalo de confiança de 95% do parâmetro beta da covariável de ocorrência “alagamento” indicando o seu efeito na ocorrência de 10 espécies registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Os pontos acima de zero indicam espécies que tem maiores ocorrências nos pontos que serão inundados.

A escala gradativa da raridade e as probabilidades de detecção, com base nas estimativas de ocorrência das 10 espécies focais, indicam que as menores incertezas associadas às estimativas são: *Cercomacra cinerascens*, *Thamnophilus schistaceus*, *Lipaugus vociferans* e *Tyranneutes stotzmanni* (Figura 28). Essas mesmas quatro espécies possuem os maiores valores de probabilidade de detecção (Figura 29). A

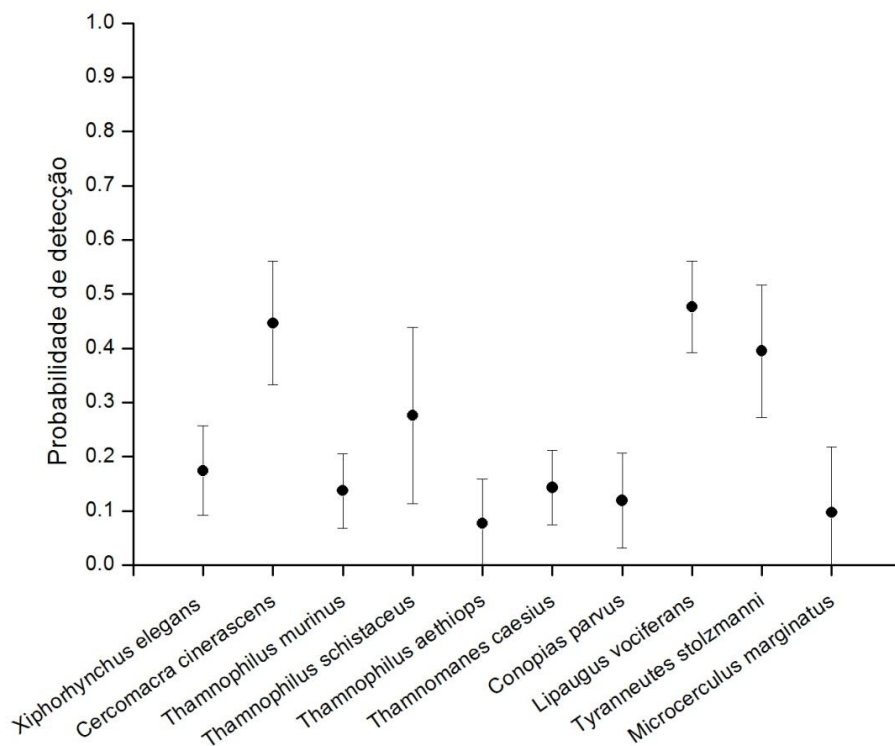
inclusão de estimativas de raridade, baseada em dados quantitativos com uma medida de incerteza, e que leva em consideração a detectabilidade imperfeita das espécies, é fundamental para determinar se sua raridade está associada a traços intrínsecos da sua biologia ou se é apenas um erro de amostragem (Kéry & Smith, 2004). Por exemplo, a categorização de raridade proposta por Rabinowitz *et al.* (1986) é utilizada sem levar em consideração essa possibilidade de erro. Portanto, é recomendável a inclusão de estimativas de raridade baseada em dados quantitativos em análises cujo foco seja a identificação de alvos de conservação e seleção de bioindicadores.

Os efeitos do horário de amostragem e o efeito da estação chuvosa sobre a detecção variou entre as espécies (Figuras 22 e 23). Cinco espécies apresentaram um coeficiente para a covariável “hora” menor que zero, indicando que são mais facilmente detectadas nas primeiras horas da manhã, muito embora essas estimativas sejam significativamente menores que zero apenas para *Xiphorhynchus elegans*, *Thamnophilus murinus* e *Thamnomanes caesius* (Figura 30). As estimativas pontuais da covariável “estação” são negativas para seis espécies fornecendo evidências de que a estação seca é mais apropriada para a detecção dessas espécies (Figura 31). Essa estação é também a estação reprodutiva para a maior parte das espécies de aves, razão pela qual são mais ativas vocalmente.

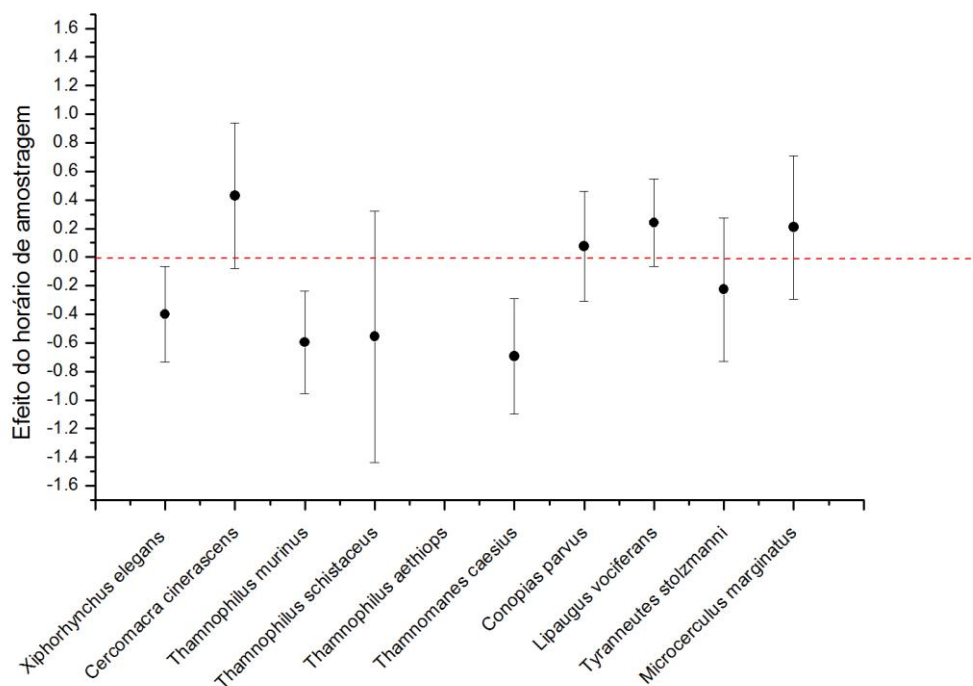




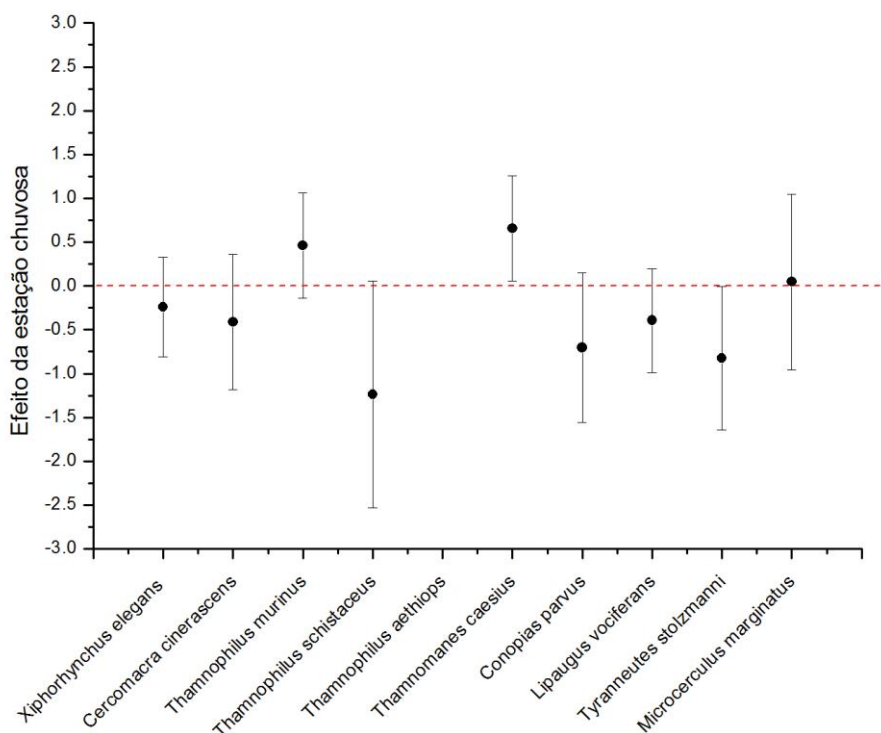
**Figura 28.** Estimativas pontuais de probabilidade de ocorrência com intervalo de confiança de 95% para 10 espécies registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 29.** Estimativas pontuais da probabilidade de detecção com intervalo de confiança de 95% para 10 espécies registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 30.** Estimativas pontuais e intervalo de confiança de 95% obtido do parâmetro beta da covariável de detecção “hora”, indicando o efeito da covariável “horário de amostragem”, sobre a detecção de 10 espécies registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Os pontos abaixo de zero indicam espécies que são mais facilmente detectadas nos primeiros horários de amostragem.



**Figura 31.** Estimativas pontuais e intervalo de confiança de 95% obtido do parâmetro beta da covariável de detecção “estação”, indicando o efeito da covariável “estação chuvosa” sobre a detecção nas 9 espécies de aves registradas nos censos por pontos selecionadas como possíveis espécies focais para o monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Os pontos abaixo de zero indicam espécies que são mais facilmente detectáveis na estação seca. Não houve convergência dos algoritmos para o cálculo da estimativa de *Thamnophilus aethiops*.

**Descrição dos padrões de comunidade e gradientes predominantes encontrados por meio de Ordenação.** Após padronização do esforço amostral, que resultou em 62 horas de amostragem em 745 sessões de 5 min de censo acústico e visual, foram utilizados 5011 contatos referentes a 389 espécies de aves (BD\_PontosdeEscuta\_Ordenação). Quando aplicados, os filtros de frequência mínima de 7 e 20 contatos analisaram 161 e 66 espécies correspondentes a 4374 e 3272

registros, respectivamente; no filtro que retira as espécies comuns (apenas as com menos de 30 contatos) foram utilizadas 2200 registros de 342 espécies menos comuns.

A comparação entre as ordenações que consideram os intervalos de confiança de 95% descritos pelas elipses sobre os centróides feitas com todas as espécies e com as frequências mínimas de 1, 7 ou 20 registros nos censos pontuais demonstra a similaridade nos padrões encontrados para estas 3 categorias: os módulos são agrupados por margem esquerda (acima) ou direita do Rio Madeira (abaixo), mas com os módulos Teotônio e, em menor grau, Jaci-Paraná-MD, em posição intermediária entre elementos de cada margem (entre Ilha do Búfalo e Jirau-MD) (Figura 32). A principal diferença entre os filtros de frequência é a alteração do intervalo de confiança, maior quando o número de espécies é maior. Já no NMDS com a exclusão das espécies mais comuns, houve nítida segregação entre as margens (Figura 33) e alteração na forma como os módulos tem sobreposição na composição da comunidade: quando espécies mais comuns são consideradas, por exemplo, módulos Jirau-MD e Morrinhos não tem seus intervalos de confiança sobrepostos (Figura 32) e Jaci-Paraná-MD é completamente isolado dos demais. Ainda com as mais comuns excluídas, Jaci-Paraná-MD é agrupada mais proximamente de Morrinhos e Jirau-MD. Estes dois últimos módulos passam a ter intervalos de confiança praticamente sobrepostos, o que não acontece quando espécies comuns são consideradas. Estas diferenças demonstram a importância das espécies dominantes na estruturação da variação entre comunidades em escala regional.

O eixo NMDS1 tende a discriminar, principalmente, entre espécies associadas a áreas de interior de floresta de terra-firme em estágio avançado de sucessão, com valores negativos (à esquerda *vide* Jaci-Paraná-MD em verde), e espécies associadas a áreas mais alteradas ou mais abertas, como as encontradas no módulo Teotônio (à direita, em amarelo). Contudo, mesmo considerando módulos como unidades (e.g. variáveis em outras sessões), estes não são homogêneos na distribuição de seus ambientes e de sua fauna: os pontos correspondentes às parcelas, as unidades amostrais nestas análises, são bastante dispersos ao longo do gráfico, como mostrado em traçados de mínimos polígonos convexos (Figura 34). E, como a área das elipses é proporcional à dispersão dos pontos de amostragem no

gráfico, os módulos com maiores elipses são os que exibem maior variação ecológica, não necessariamente taxonômica, na composição de espécies de aves. Esta gradação é esperada pela predominância de elementos de áreas alteradas, que ocorrem em maior extensão no módulo Teotônio, por exemplo, mas também no módulo Ilha do Búfalo. Nota-se que Jaci-MD, na margem direita e com estrutura florestal mais íntegra, está posicionado exatamente no quadrante oposto ao módulo Teotônio.

NMDS2 descreve principalmente a variação em comunidades atribuível à margem do Rio Madeira na qual os módulos foram instalados. A variação biogeográfica tem papel preponderante neste gradiente, uma vez que o Rio Madeira é um dos principais delineadores de estruturação histórica na fauna de toda a Amazônia. No entanto, estas diferenças históricas interagem com a influência ecológica dos recursos ambientais disponíveis em níveis regional e local sobre a comunidade de aves. Aves posicionadas acima ou abaixo não são necessariamente exclusivas de uma ou outra margem: esta interpretação apenas indica que ela é mais ou menos comum em uma das margens, quando o eixo 2 apresenta valores muito distintos de zero.

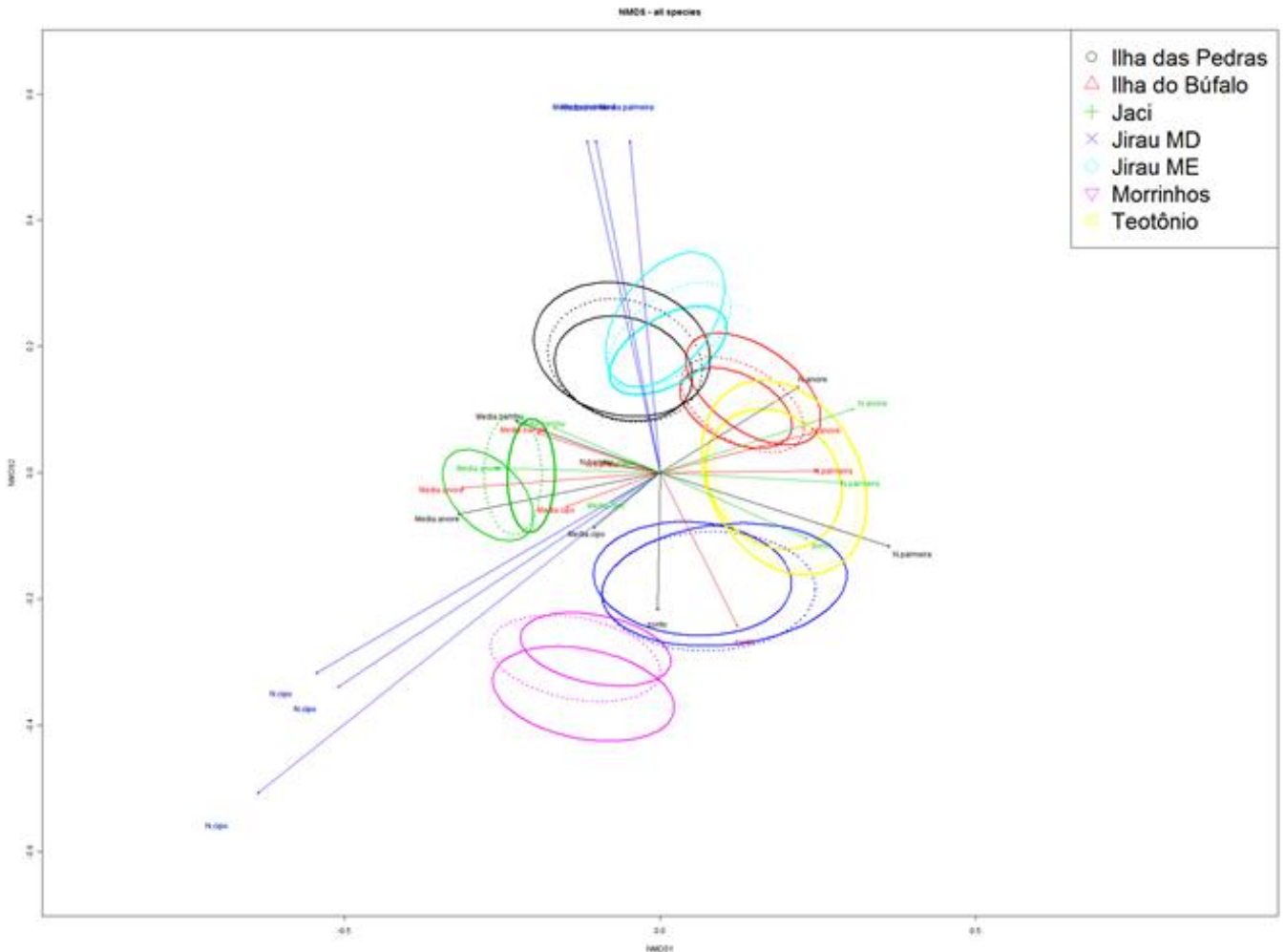
Os vetores apresentados na Figura 24 dizem respeito a variáveis ambientais testadas com relação aos gradientes revelados pelas comunidades de aves. A Tabela 11 (ENVFIT) apresenta os valores de um teste de modelo por permutação com valores de  $r^2$  e P associados. Apenas as variáveis número de cipós (N.cipo) e média de d.a.p. de palmeiras (Media.palmeira) foram significativos ( $P < 0.05$ ). Os demais eixos, inclusive a distância ao rio (ponto), tiveram seus valores de ordenação calculados (*vide* gráficos) mas não foram expressivos na sua capacidade de previsão dos gradientes ( $r^2$  baixo). Estas variáveis são relacionadas às espécies pelas unidades amostrais, os pontos de amostragem, e por isso são boas descritoras destes pontos. Jaci-Paraná-MD, por exemplo, é caracterizada por maior médias de d.a.p. e maior quantidade de bambus. As áreas na margem esquerda, notadamente Ilha de Pedras e Ilha do Búfalo, tiveram maiores valores de d.a.p. de palmeiras, indicando uma estruturação distinta na comunidade vegetal, mas também com menor número de cipós, característica esta associada a áreas avançadas na margem direita.

Os gradientes apresentados se manifestam tanto na ordenação de pontos



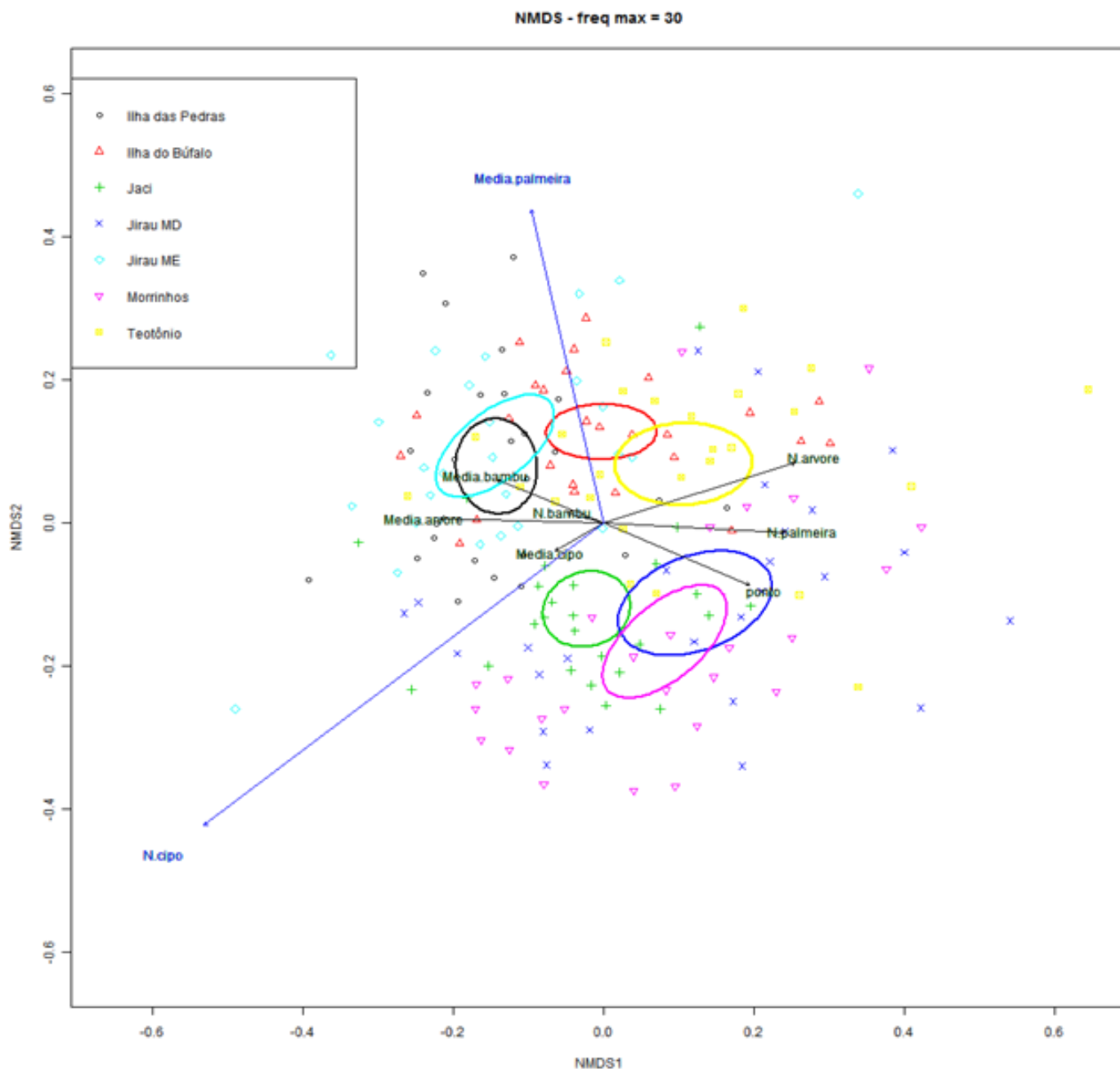
quanto de espécies são os mesmos e podem ser interpretados em vários sentidos (Figura 35). Estes mesmos valores podem ser ordenados por valor de NMDS1 ou 2 e apresentados como um gradiente de sensibilidade das espécies (Figura 36 e 37).

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	79	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	----	---

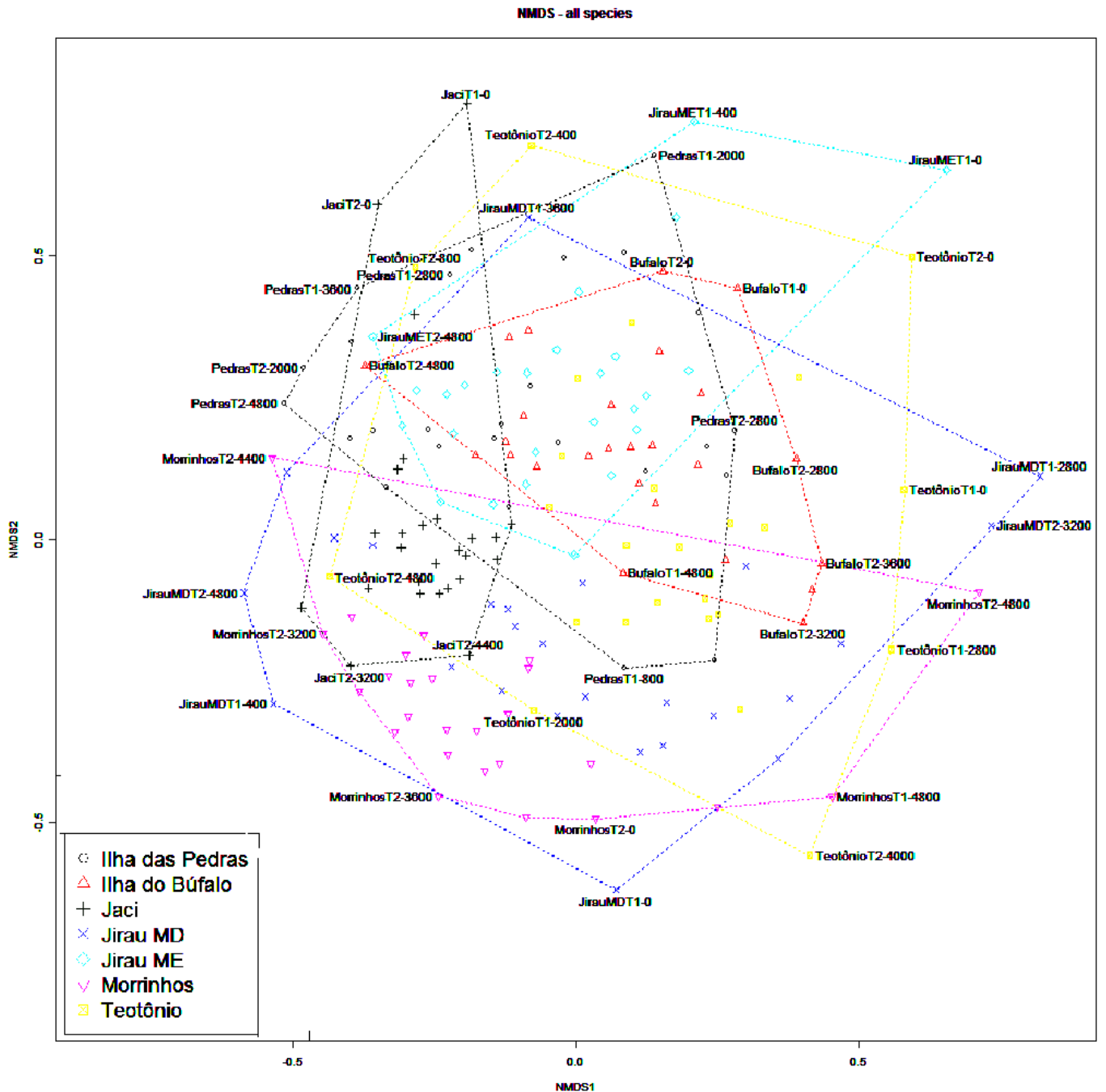


**Figura 32.** Ordenações NMDS de todas as espécies (elipses menores), mínimo de 7 contatos (pontilhada) e min. de 20 cont. (elipse externa) registradas nos censos por pontos no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Elipses são baseadas na localização dos centróides de distribuição dos scores dos pontos na ordenação e têm a área calculada por um intervalo de confiança de 95%.





**Figura 33.** Ordenação NMDS das espécies menos comuns (< 30 contatos) registradas nos censos por pontos no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Elipses relativas a cada módulo sobre centróides de distribuição dos escores dos pontos de amostragem, com área equivalente ao intervalo de confiança de 95%.



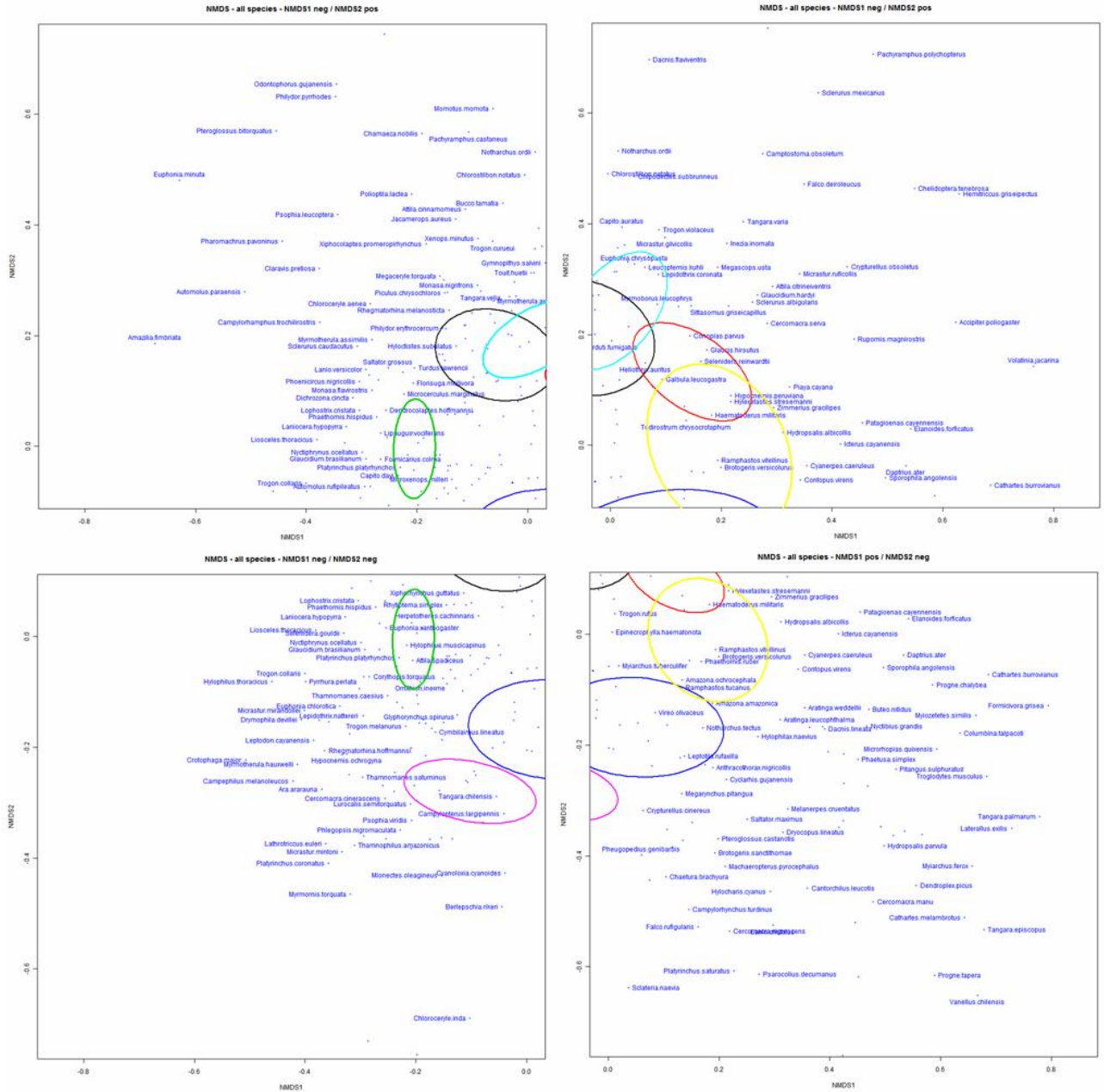
**Figura 34.** Ordenação NMDS com todas as espécies apresentando os mínimos polígonos convexas da distribuição dos scores dos pontos de amostragem de cada módulo amostrado no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

**Tabela 11.** Valores de  $r^2$  e P de teste de permutação para avaliação de ajuste das variáveis ambientais com os gradientes NMDS das comunidades de aves.

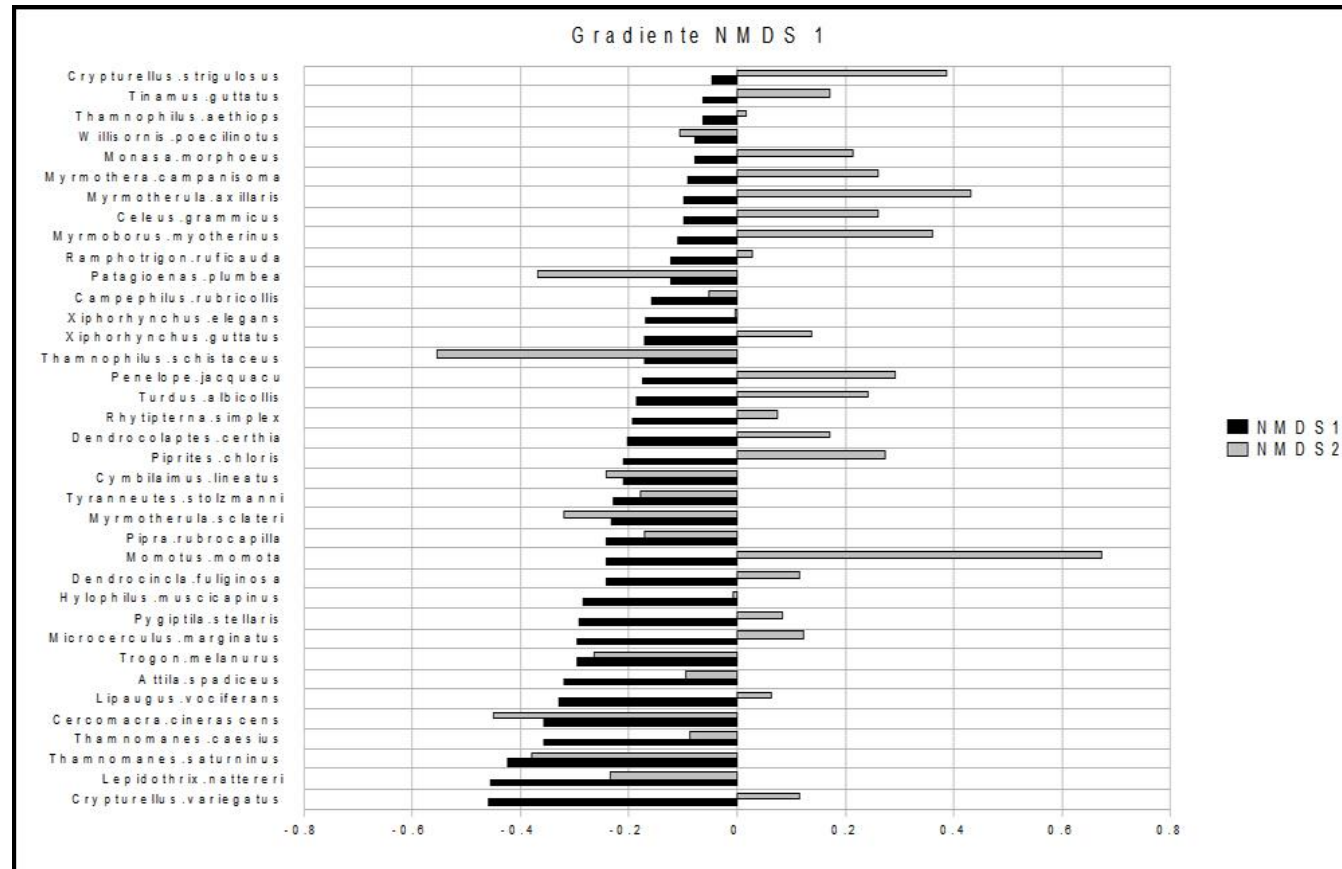
	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
ponto	-0.02	-1	0.01	0.52
N.arvore	0.85	0.53	0.01	0.41
N.palmeira	0.95	-0.31	0.02	0.12
N.bambu	-0.98	0.18	0	0.9
N.cipo	-0.83	-0.55	0.06	0.01**
Media.arvore	-0.98	-0.2	0.02	0.26
Media.bambu	-0.94	0.34	0.01	0.44
Media.cipo	-0.77	-0.64	0	0.78
Media.palmeira	-0.09	1	0.05	0.02*

Valores de P são baseados em 1000 permutações

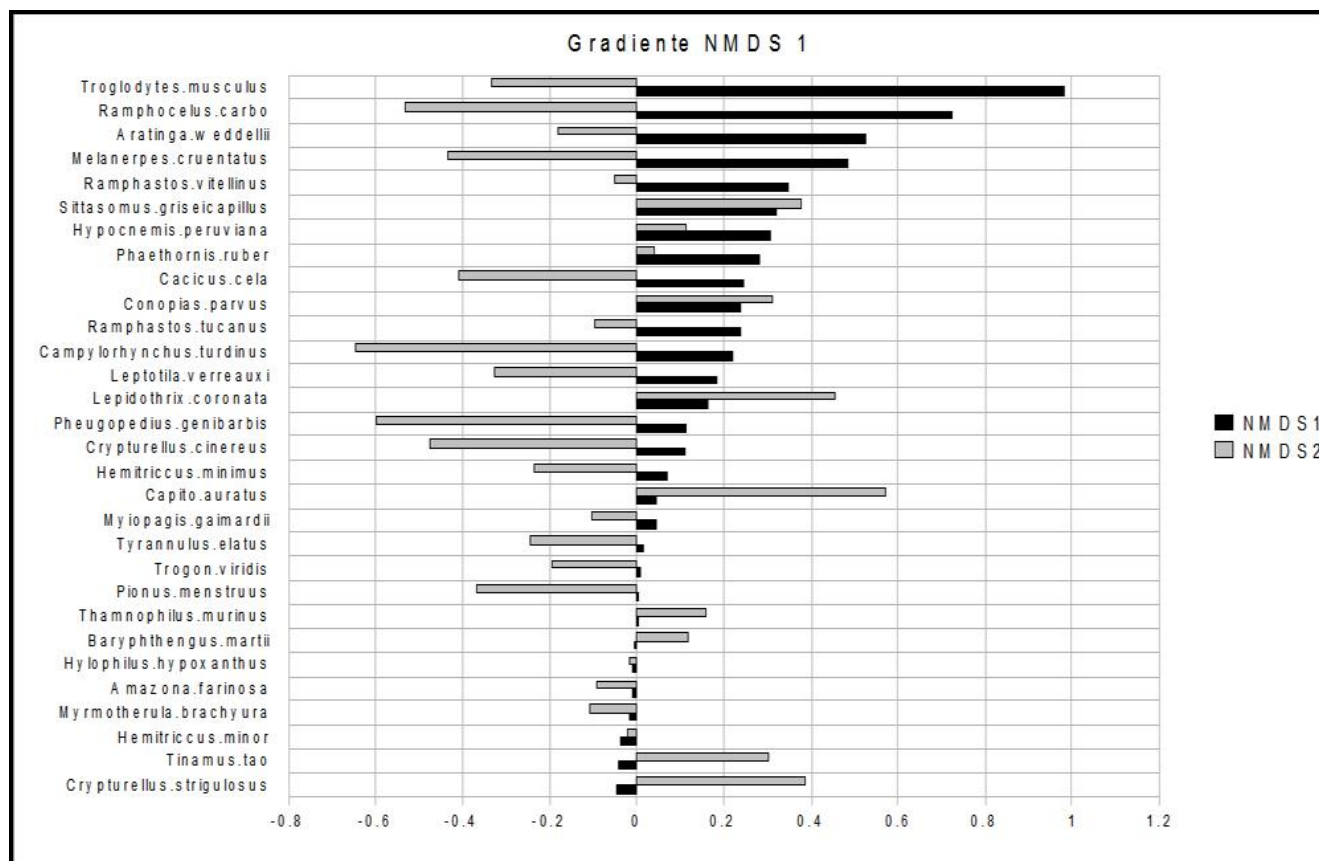
Códigos para significância estatística: \*\*\*\* 0.001; \*\*\* 0.01; \*\* 0.05.



**Figura 35.** Ordenação não-métrica NMDs com todas as espécies (nomes em azul) e elipses de intervalo de confiança da distribuição dos pontos de amostragem com censos por pontos no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. As elipses são relativas a cada módulo: róseo = Módulo Morrinhos; amarelo = Módulo Teotônio; verde = Módulo Jaci-Paraná-MD; azul-claro = Módulo Jirau-ME; azul-escuro = Módulo Jirau MD; vermelho = Módulo Ilha do Búfalo; preto = Módulo Ilha das Pedras.



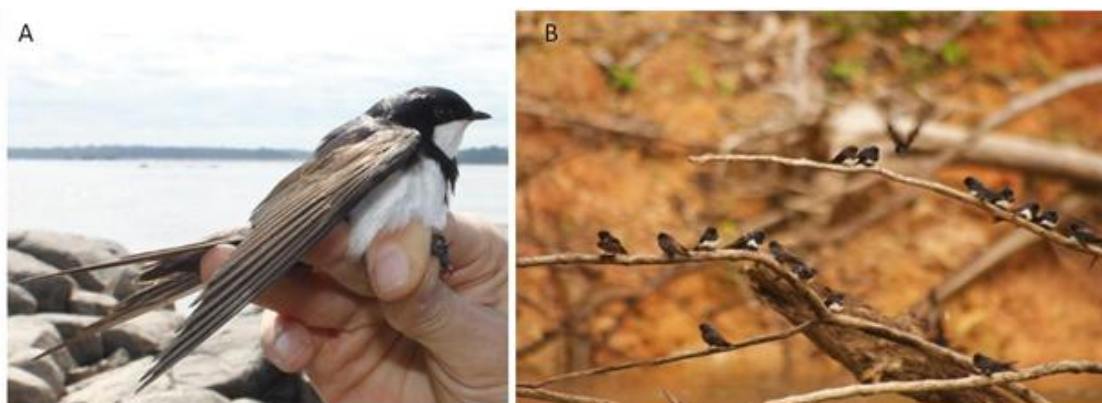
**Figura 36.** Ordenação não-métrica NMDS das espécies registradas nos censos por pontos no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, apresentados como um gradiente de sensibilidade.



**Figura 37.** Ordenação não-métrica NMDS das espécies registradas nos censos por pontos no monitoramento ambiental da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, apresentados como um gradiente de sensibilidade.

#### 4.4. Riqueza, abundância e distribuição da avifauna estritamente aquática e avifauna restrita aos habitats criados por rios

Foram registrados 207.099 indivíduos distribuídos em 297 espécies de aves (ANEXO 5). O alto número de indivíduos está fortemente desviado pelo registro de dois dormitórios (ou *roosting*) de *Progne chalybea*. O primeiro, com aproximadamente 20.000 indivíduos, foi observado na sexta expedição no Rio Madeira à montante da barragem, e o segundo, com aproximadamente 150.000 indivíduos, foi observado na sétima expedição no Rio Madeira à jusante da barragem. Nos mesmos locais foram observados grupos de aproximadamente 1000 indivíduos de *Pygochelidon melanoleuca*.



**Figura 38.** Espécies associadas a ambientes criados por rios presentes em dormitórios na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia: (A) *Pygochelidon melanoleuca*; (B) *Atticora fasciata*. Fotos de Rebecca Zarza e Marconi Cerqueira.

Nas amostragens por meio de transecto, um total de 10.367 indivíduos de 54 espécies foram consideradas aves estritamente aquáticas, e um total de 10.683 indivíduos de 45 espécies foram consideradas espécies restritas aos habitats criados por rios (*sensu* Remsen & Parker, 1983). Seis espécies restritas aos habitats criados por rios foram identificadas por meio dos censos por ponto de escuta desenvolvidos na quinta e na sétima expedições: *Furnarius leucopus*, *Hemitriccus minimus*, *Myrmochanes hemileucus*, *Myrmotherula assimilis*, *Schistocichla humaythae*,

*Synallaxis propinqua*. Outras quatro espécies estritamente aquáticas e 23 espécies com distribuição restrita aos habitats criados por rios, que tiveram sua ocorrência confirmada na região, também não foram registradas durante os censos aquáticos (Tabela 12). A ausência de registros de espécies em que o habitat esperado é o rio indica que essas espécies ocorrem em baixas abundâncias. Contudo, a ausência de registro de espécies residentes e que habitam preferencialmente o interior da floresta aluvial podem tanto indicar uma baixa abundância como uma limitação do método de amostragem por meio de transecto em barco com motor de popa.

Um total de 105 espécies foi registrado exclusivamente por meio do esforço de amostragem em habitats aquáticos e ribeirinhos (ANEXO 5); 73 espécies representam confirmações de espécies esperadas para ocorrer na área de acordo com CohnHaft *et al.* 2005 e 32 espécies representam novos registros para a avifauna da AID, incluindo o pato-corredor, *Neochen jubata*, considerado como quase ameaçado de extinção (IUCN, 2010).

**Tabela 12.** Lista das espécies estritamente aquáticas e restritas aos habitats criados por rios que não foram registradas nos censos aquáticos realizados na área de influência direta do UHE Santo Antônio, Rio Madeira, e sua distribuição ecológica, guilda e status.

ESPÉCIE	HÁBITAT <sup>1</sup>	GUILDA <sup>2</sup>	STATUS <sup>3</sup>
<b>ESTRITAMENTE AQUÁTICAS</b>			
<i>Tachybaptus dominicus</i>	ri	P	NI
<i>Gallinago paraguaiae</i>	ri	A	R
<i>Syrigma sibilatrix</i>	pa	A	R
<i>Porzana albicollis</i>	aa, pa	A	R
<b>RESTRITAS AOS HÁBITATS CRIADOS POR RIOS</b>			
<i>Aramides cajanea</i>	fa, ft, ca	A	R
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	fa	A	R
<i>Bucco tamatia</i>	vr	A	R
<i>Hydropsalis torquata</i>	vr	A	R
<i>Chordeiles acutipennis</i>	vr	A	R
<i>Hylophylax punctulatus</i>	fa, vr	A	R
<i>Knipolegus orenocensis</i>	vr	A	R
<i>Knipolegus hudsoni</i>	fa	A	R
<i>Capsiempis flaveola</i>	fa	A	R
<i>Cranioleuca vulpecula</i>	vr	A	R
<i>Cranioleuca vulpina</i>	fa, vr	A	R



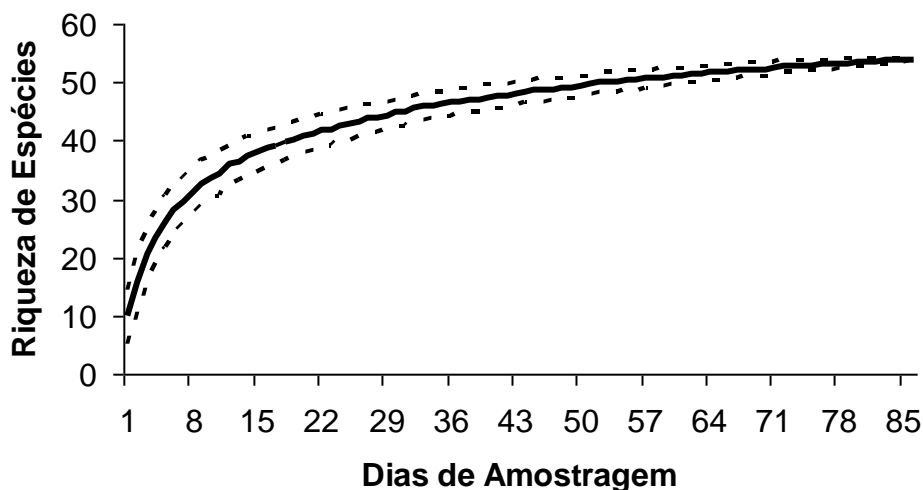
ESPÉCIE	HÁBITAT <sup>1</sup>	GUILDA <sup>2</sup>	STATUS <sup>3</sup>
<i>Stigmatura napensis</i>	vr, cm	A	R
<i>Elaenia pelzelni</i>	vr	A	R
<i>Poecilatriccus senex</i>	vr, fa	A	R
<i>Crypturellus bartletti</i>	fa	F	R
<i>Leucippus chlorocercus</i>	vr	N	R
<i>Furnarius minor</i>	fa	A	R
<i>Attila bolivianus</i>	fa	O	R
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	fa, po	A	R
<i>Xenopipo atronitens</i>	vr	F	R
<i>Myiopagis flavivertex</i>	fa	A	R
<i>Euphonia xanthogaster</i>	fa, vr	F	R
<i>Berlepschia rikeri</i>	bu	A	R
<b>IGAPÓS EM FLORESTA DE TERRA FIRME</b>			
<i>Schistocichla rufifacies</i>	ft	A	R
<i>Automolus rufipileatus</i>	ft	A	R
<i>Corythopsis torquatus</i>	ft	A	R
<i>Platyrinchus coronatus</i>	ft	A	R
<i>Phaeothlypis fulvicauda</i>	ft	A	R

1. Hábitat: ft – floresta ombrófila aberta; fa – floresta aluvial; vr – vegetação ribeirinha; ri – rio; pa - pastagem; po – pomar; bu - buritizal.

2. Dieta: P – Piscívoro; A – Insetívoro; F – Frugívoro; N – Nectarívoro; O – onívoro.

3. Status: R – Residente; NI = não identificado, provavelmente migrante.

A curva de acumulação de espécies estritamente aquáticas incrementou rapidamente até 40 espécies após 20 dias de censos. A riqueza estimada por meio do método *Jackknife* foi de 61.9, primeira ordem, e de 65.9, segunda ordem, sugerindo que o esforço empregado amostrou adequadamente a avifauna aquática (Figura 38). A avifauna aquática efetivamente registrada é de 58 espécies, uma riqueza superior a de outros sítios de estudo na Amazônia que possuem estudos mais intensivos (36 espécies registradas em Mamirauá por Cintra *et al.*, 2007 ou 46 espécies registradas no Reservatório da UHE Tucuruí por Henriques *et al.*, 2008 e 31 espécies registradas no Médio Rio Xingu por Leme, 2009). Contudo, ainda inferior ao observado em latitudes mais altas (por exemplo, 66 espécies observadas na zona costeira do Rio Grande do Sul, sendo 15 espécies de patos, por Guadagnin *et al.*, 2005). O que corrobora a observação de que a Amazônia possui uma baixa riqueza de aves estritamente aquáticas e o padrão de que há um decréscimo da riqueza de aves aquáticas em latitudes mais baixas em comparação com região temperada.



**Figura 39.** Média e intervalo de confiança de 95% da riqueza de espécies de aves estritamente aquáticas, em relação ao número acumulado de dias de amostragem, estimada por meio do método *jackknife* - com reposição, para amostras em censos aquáticos na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

As espécies estritamente aquáticas mais abundantes na AID foram *Phalacrocorax brasilianus*, *Phaethusa simplex*, *Ardea alba* e *Vanellus cayanus*, cujos registros correspondem a mais de 63% das aves observadas (Figura 39, Tabela 13). *Phaethusa simplex*, *Rynchops niger* e *Vanellus cayanus* foram significativamente mais abundantes na estação seca do que na estação de cheia (Figura 39, Tabela 13). *Phaethusa simplex* e *Vanellus cayanus* apresentaram um padrão de alta abundância e alta frequência. Apesar da sua alta abundância, *Phalacrocorax brasilianus* apresentou uma frequência relativamente baixa, sendo observado em 28% do total de dias de campo (Tabela 13). O padrão de ocorrência é característico de espécie altamente gregária e indica que suas colônias estão localizadas em pontos muito específicos da área de estudo. A observação de um grupo de mais de três mil indivíduos no Lago Cuniã, localizado fora da área focal deste estudo, confirma esse padrão. *Rynchops niger* apresentou o mesmo padrão e *Ardea alba* apresentou um

padrão de alta abundância e frequência intermediária (Figura 39). Indicativo desse comportamento colonial foi a identificação de dois dormitórios, um com 78 indivíduos ( $9^{\circ}18'28.6''S$ ,  $64^{\circ}51'30.6''W$ ) e outro com 23 indivíduos ( $9^{\circ}14'10.3''S$ ,  $64^{\circ}35'33.7''W$ ). *Dendrocygna autumnalis* e *Vanellus chilensis* apresentaram padrão de abundância intermediária e baixa frequência (Tabela 13). A primeira foi consistentemente mais abundante durante o período de cheia e a segunda foi mais abundante durante a estação seca (Tabela 13). *Megaceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* apresentaram um padrão de alta frequência e abundância intermediária, padrão característico de espécies comuns e solitárias; ambas as espécies foram mais abundantes durante a estação de cheia (Tabela 13). Outras espécies que apresentaram alta frequência foram *Ardea cocoi* e *Butorides striatus*, que apresentaram abundância intermediária, e *Charadrius collaris*, que foi exclusivamente observado durante a estação seca. *Ardea cocoi* foi consistentemente mais abundante durante a estação seca e *Cairina moschata*, *Pilherodius pileatus* (Figura 40) e *Chloroceryle americana* apresentaram frequência intermediária e baixa abundância, como esperado para espécies de hábitos pouco gregários (Tabela 13). *Cairina moschata* foi consistentemente mais abundante na estação de cheia (Tabela 13) Padrão de baixa abundância e baixa frequência foi observado no restante das espécies, as quais podem ser consideradas raras na área de estudo (Tabela 13).

Foi registrada uma maior riqueza de espécies estritamente aquáticas no período de seca do que no período de cheia ( $F_{(1, 84)}=4,6549$ ,  $p=0,0337$ ). A abundância das espécies estritamente aquáticas foi maior na período de seca do que no período de cheia, mas essa diferença não foi estatisticamente significativa ( $F_{(1, 84)}=2,537$ ,  $p=0,115$ ).

A maior parte das espécies estritamente aquáticas registradas nos censos foi considerada residente, sete são consideradas migrantes setentrionais: os maçaricos *Actitis macularius* (Figura 41), *Calidris fuscicollis*, *Calidris melanotos*, *Calidris pusilla*, *Tringa flavipes*, *Tringa solitária* e a águia-pescadora *Pandion haliaetus*. Todas as espécies migrantes foram mais abundantes no período seco, época em que as praias, habitat dessas espécies, estão expostas. Mesmo assim, a região do AID da UHE Santo Antônio pode ser considerada como de baixa importância para a migração dessas espécies, considerando que a totalidade de registros desses migrantes é

menos de 3% do total de aves aquáticas registradas. Terborgh (1989) sugeriu que a escassez de registros de várias espécies de migrantes na América Central e no norte da América do Sul, ou seja, na Amazônia, reflete migração com vôo direto entre o norte da América do Norte e os locais de invernada, localizados no sul da América do Sul. Contudo, mais estudos são necessários para identificar o status dos migrantes setentrionais na Amazônia (Stotz *et al* 1992, CohnHaft *et al* 1997).



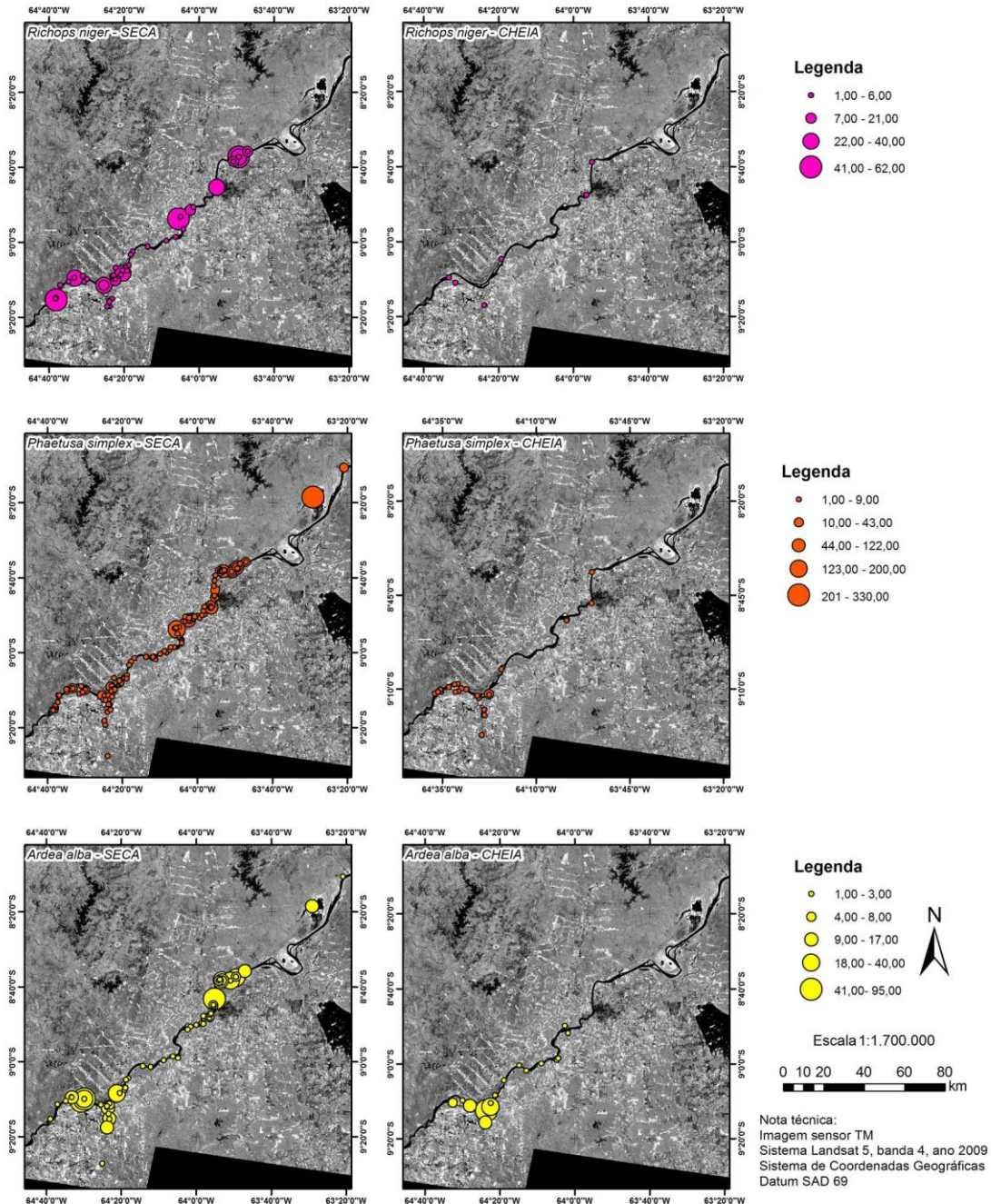
**Figura 40.** *Pilherodius pileatus*: Espécie registrada em frequência intermediária e baixa abundância na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Foto de Beatriz Souza da Conceição.

Quanto a baixa abundância de espécies aquáticas da maior parte dessas espécies, é importante destacar que durante a década de 70 e 80 a atividade de mineração teve uma alta importância econômica na região. O foco era o ouro, cujos

depósitos ocorrem nos aluviões. Para extração desse mineral são utilizadas balsas e dragas e o ouro é separado dos sedimentos por meio da utilização de mercúrio. Certamente essa atividade teve um grande impacto na comunidade de aves aquáticas, principalmente das espécies piscívoras. Ainda hoje é possível observar um grande número de balsas e dragas na região. Eisler (1987) e Burger & Gochfeld (1997) destacaram que níveis de mercúrio de 0,6-6 ppm em ovos estão associados a diminuição da espessura da casca, malformações e baixa eclodibilidade. Portanto, é recomendável a realização de um estudo sobre a concentração de mercúrio nas aves. A maior parte dos estudos são baseados na análise de penas, pois uma parte substancial da carga corporal de MeHg é encontrada em penas (Braune & Gaskin, 1987). Thompson *et al.* (1998) demonstraram a utilidade da pena em documentar o aumento temporal no mercúrio em aves marinhas e Lewis & Furness (1991) mostraram que aproximadamente metade de uma dose única de MeHg foi sequestrada em penas. Além disso, a amostragem por meio de penas oferece as vantagens de não ser necessário sacrificar a ave, não necessitar de preservação de campo especial, e permitir a comparação com espécimes de museu coletados antes da mineração.



**Figura 41.** *Actitis macularius*: Migrante setentrional registrado na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Foto de Beatriz Souza da Conceição.



**Figura 42.** Ocorrências de *Phaethusa simplex*, *Rynchops niger* e *Ardea alba*, espécies estritamente aquáticas com altas abundâncias nos censos aquáticos da estação seca na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

**Tabela 13.** Abundância e frequência das espécies estritamente aquáticas registradas nos censos aquáticos realizados na AID do UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, em cinco campanhas de campo. VN após o nome científico indica que a espécie é migrante setentrional.

ESPÉCIE	CHEIA				SECA				P <sup>4</sup>
	Aabs <sup>1</sup>	Arel <sup>2</sup>	Fabs <sup>3</sup>	Frel	Aabs	Arel	Fabs	Frel	
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	45	4,88	6	20,00	3483	36,88	18	32,73	
<i>Phaetusa simplex</i>	72	7,80	9	30,00	1630	17,26	42	76,36	
<i>Ardea alba</i>	114	12,35	11	36,67	615	6,51	36	65,45	
<i>Vanellus cayanus</i>	32	3,47	8	26,67	614	6,50	47	85,45	0,0008
<i>Charadrius collaris</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	625	6,62	29	52,73	0,0004
<i>Rynchops niger</i>	5	<b>0,54</b>	1	3,33	545	5,77	27	49,09	0,0061
<i>Megaceryle torquata</i>	169	18,31	28	93,33	56	<b>0,59</b>	15	27,27	0,0000
<i>Actitis macularius</i> , VN	25	2,71	7	23,33	189	<b>2,00</b>	20	36,36	
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	22	<b>2,38</b>	3	10,00	187	<b>1,98</b>	16	29,09	0,0002
<i>Calidris fuscicollis</i> , VN	0	<b>0,00</b>	0	0,00	196	2,08	11	20,00	
<i>Vanellus chilensis</i>	12	<b>1,30</b>	5	16,67	168	<b>1,78</b>	23	41,82	0,0474
<i>Chloroceryle amazona</i>	95	10,29	25	83,33	78	<b>0,83</b>	19	34,55	0,0147
<i>Ardea cocoi</i>	14	<b>1,52</b>	12	40,00	151	<b>1,60</b>	47	85,45	0,0018
<i>Egretta thula</i>	34	3,68	7	23,33	80	<b>0,85</b>	19	34,55	
<i>Butorides striata</i>	44	4,77	19	63,33	69	<b>0,73</b>	29	52,73	
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	104	<b>1,10</b>	6	10,91	
<i>Cairina moschata</i>	63	6,83	19	63,33	26	<b>0,28</b>	11	20,00	0,0000
<i>Mycteria americana</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	75	<b>0,79</b>	3	5,45	
<i>Calidris melanotos</i> , VN	0	<b>0,00</b>	0	0,00	73	<b>0,77</b>	10	18,18	
<i>Pilherodius pileatus</i>	37	4,01	15	50,00	34	<b>0,36</b>	14	25,45	
<i>Sternula superciliaris</i>	11	<b>1,19</b>	3	10,00	60	<b>0,64</b>	21	38,18	
<i>Anhinga anhinga</i>	15	<b>1,63</b>	9	30,00	43	<b>0,46</b>	10	18,18	
<i>Jacana jacana</i>	4	<b>0,43</b>	3	10,00	52	<b>0,55</b>	14	25,45	0,0338
<i>Bubulcus ibis</i>	2	<b>0,22</b>	1	3,33	50	<b>0,53</b>	7	12,73	
<i>Opisthocomus hoazin</i>	21	<b>2,28</b>	7	23,33	30	<b>0,32</b>	4	7,27	
<i>Tringa flavipes</i> , VN	0	<b>0,00</b>	0	0,00	46	<b>0,49</b>	7	12,73	
<i>Chloroceryle americana</i>	22	<b>2,38</b>	12	40,00	21	<b>0,22</b>	12	21,82	
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	10	<b>1,08</b>	5	16,67	18	<b>0,19</b>	6	10,91	
<i>Busarellus nigricollis</i>	8	<b>0,87</b>	4	13,33	16	<b>0,17</b>	5	9,09	
<i>Tringa solitaria</i> , VN	3	<b>0,33</b>	1	3,33	18	<b>0,19</b>	11	20,00	
<i>Urubitinga urubitinga</i>	3	<b>0,33</b>	2	6,67	15	<b>0,16</b>	9	16,36	
<i>Pandion haliaetus</i> , VN	3	<b>0,33</b>	3	10,00	14	<b>0,15</b>	11	20,00	
<i>Heliornis fulica</i>	9	<b>0,98</b>	4	13,33	7	<b>0,07</b>	4	7,27	
<i>Aramus guarana</i>	6	<b>0,65</b>	3	10,00	7	<b>0,07</b>	4	7,27	
<i>Chloroceryle inda</i>	9	<b>0,98</b>	7	23,33	0	<b>0,00</b>	0	0,00	
<i>Pluvialis dominica</i> , VN	0	<b>0,00</b>	0	0,00	9	<b>0,10</b>	3	5,45	
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	8	<b>0,87</b>	3	10,00	0	<b>0,00</b>	0	0,00	
<i>Tigrisoma lineatum</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	7	<b>0,07</b>	3	5,45	
<i>Tryngites subruficollis</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	7	<b>0,07</b>	4	7,27	



ESPÉCIE	CHEIA				SECA				P <sup>4</sup>
	Aabs <sup>1</sup>	Arel <sup>2</sup>	Fabs <sup>3</sup>	Frel	Aabs	Arel	Fabs	Frel	
<i>Tringa melanoleuca</i> , VN	0	<b>0,00</b>	0	0,00	6	<b>0,06</b>	3	5,45	
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	1	<b>0,11</b>	1	3,33	4	<b>0,04</b>	2	3,64	
<i>Calidris pusilla</i> , VN	1	<b>0,11</b>	1	3,33	2	<b>0,02</b>	2	3,64	
<i>Jabiru mycteria</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	3	<b>0,03</b>	2	3,64	
<i>Eurypyga helias</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	2	<b>0,02</b>	2	3,64	
<i>Neochen jubata</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	2	<b>0,02</b>	2	3,64	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	2	<b>0,22</b>	2	6,67	0	<b>0,00</b>	0	0,00	
<i>Platalea ajaja</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	2	<b>0,02</b>	1	1,82	
<i>Calidris alba</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	1	<b>0,01</b>	1	1,82	
<i>Chloroceryle aenea</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	1	<b>0,01</b>	1	1,82	
<i>Helicolestes hamatus</i>	1	<b>0,11</b>	1	3,33	0	<b>0,00</b>	0	0,00	
<i>Himantopus mexicanus</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	1	<b>0,01</b>	1	1,82	
<i>Limosa haemastica</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	1	<b>0,01</b>	1	1,82	
<i>Porphyrio martinica</i>	0	<b>0,00</b>	0	0,00	1	<b>0,01</b>	1	1,82	
<i>Zebriulus undulatus</i>	1	<b>0,11</b>	1	3,33	0	<b>0,00</b>	0	0,00	
<b>Total de Indivíduos</b>	<b>923</b>				<b>9444</b>				

Aabs<sup>1</sup>: Abundância Absoluta = Soma dos indivíduos contados nos 86 dias de censos de registro efetivo de espécies estritamente aquáticas (12 dias de censos na primeira campanha, 18 dias na segunda, 20 na terceira, 18 na quarta e 19 na sexta).

Arel<sup>2</sup>: Abundância Relativa. Valores em negrito indicam espécies raras de acordo com o conceito de Camargo (1993): espécies com abundância relativa menor que o inverso da riqueza, ou espécies não registradas na estação..

Fabs<sup>3</sup>: Frequência Absoluta = Número de dias de censo em que a espécie foi registrada.

P<sup>4</sup>: probabilidade do valor de  $F_{(1, 84)}$ . Somente as probabilidades estatisticamente significantes são apresentadas.

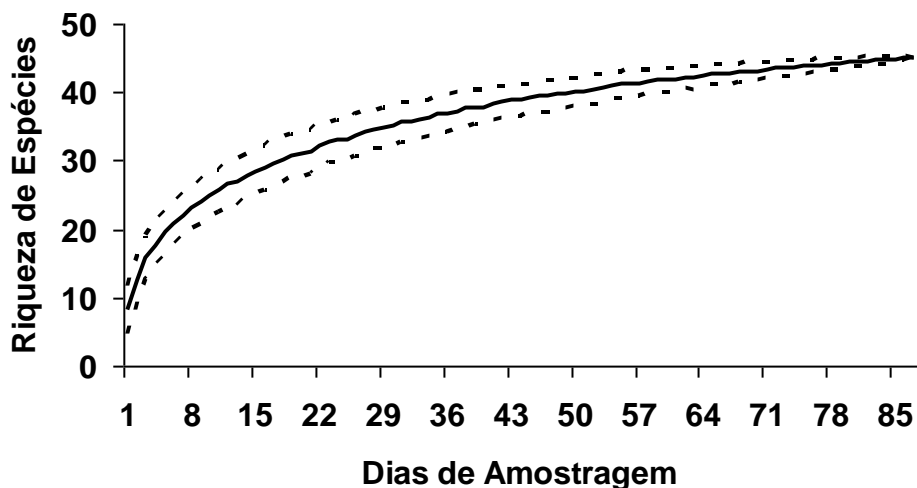
A curva de acumulação de espécies de aves restritas aos habitats criados por rios incrementou rapidamente até 30 espécies com menos de 20 dias de censo e continuou acrescentando espécies novas até o platô de 45 espécies (Figura 43). A riqueza estimada por meio do método *Jackknife* foi de 52.9, primeira ordem, e de 54.9, segunda ordem, o que está muito abaixo do total de 75 espécies restritas aos habitats criados por rios efetivamente registradas por meio do conjunto de métodos empregados para amostrar a avifauna da AID. Portanto, este método de amostragem não é o método mais apropriado para amostrar a maior parte da avifauna restrita aos habitats criados por rios, sendo recomendável a utilização de redes e pontos de escuta para uma amostragem mais consistente desses habitats.

A maior parte das espécies restritas aos habitats criados por rios registradas nos censos aquáticos foram consideradas residentes (Tabelas 14 e 15). Consistente com esse resultado, a abundância não diferiu entre as duas estações ( $F_{(1, 85)}=0,0604$ ,  $p=0,806$ ). As andorinhas *Pygochelidon melanoleuca*, *Atticora fasciata*, *Tachycineta*

*albiventer* e *Progne tapera* foram as espécies que apresentaram as mais altas abundâncias, totalizando mais de 70% dos registros de espécies restritas aos habitats criados por rios (Tabela 14, Figura 38). Apesar de não ter sido registrada na primeira campanha, realizada no período em que o Rio Madeira estava em sua cota máxima, a andorinha *Pygochelidon melanoleuca* foi a espécie restrita aos habitats criados rios mais abundante nos censos aquáticos. Essa espécie é caracteristicamente reofílica e dependente de pedrais em corredeiras para sua nidificação e alimentação, tendo sido extinta localmente dos dois principais empreendimentos hidrelétricos da Amazônia: UHE Tucuruí (Henriques & Dantas, 2009) e UHE Balbina (Carvalho *et al.*, 2010). *Chordeiles nacunda*, também extinta AID da UHE Tucuruí, foi registrada somente no período de seca e é considerada migrante regional, ou seja, suas populações se deslocam na Amazônia em resposta as variações sazonais no nível das águas dos rios (Sick, 1997). As andorinhas migrantes setentrionais *Riparia riparia* e *Hirundo rustica* foram registradas no período de seca até o início do período de cheia. *Gymnoderus foetidus* foi a única espécie consistentemente mais registrada no período de cheia do que no período de seca.

A possível ocorrência da choca *Thamnophilus nigrocinereus* e do dançador *Pipra aureola*, que possuem formas endêmicas do baixo Madeira, não foram confirmadas e também sugerem um aprofundamento dos estudos sobre a avifauna restrita aos habitats criados por rios.

A maior parte dos impactos esperados para ocorrer sobre a avifauna ocorrerão nesse grupo de espécies. Estudos desenvolvidos nos reservatórios de Tucuruí indicaram que 70% da avifauna localmente extinta estava associada ou restrita aos habitats criados por rios (Henriques & Dantas, 2009).



**Figura 43.** Média e intervalo de confiança de 95% da riqueza de espécies de aves restritas aos habitats criados por rios, em relação ao número acumulado de dias de amostragem, estimada por meio do método *jackknife* - com reposição, para amostras em censos aquáticos na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.

**Tabela 14.** Abundância das espécies restritas aos habitats criados por rio registradas nos censos aquáticos realizados na AID do UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, em cinco campanhas de campo.

ESPÉCIE	AID		CHEIA		SECA	
	Aabs <sup>1</sup>	Arel	Aabs	Arel	Aabs	Arel
<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	4090	38,29	615	17,53	3475	48,43
<i>Atticora fasciata</i>	1756	16,44	1066	30,39	690	9,62
<i>Tachycineta albiventer</i>	1081	10,12	368	10,49	713	9,94
<i>Progne tapera</i>	565	5,29	22	0,63	543	7,57
<i>Ochthornis littoralis</i>	421	3,94	239	6,81	182	2,54
<i>Crotophaga major</i>	380	3,56	269	7,67	111	1,55
<i>Chordeiles rupestris</i>	372	3,48	200	5,70	172	2,40
<i>Aratinga weddellii</i>	294	2,75	118	3,36	176	2,45
<i>Ammodramus aurifrons</i>	264	2,47	60	1,71	204	2,84
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	241	2,26	72	2,05	169	2,36
<i>Monasa nigrifrons</i>	205	<b>1,92</b>	139	3,96	66	0,92
<i>Riparia riparia</i>	188	<b>1,76</b>	23	0,66	165	2,30
<i>Chordeiles nacunda</i>	166	<b>1,55</b>	0	0,00	166	2,31
<i>Canthorchilus leucotis</i>	152	<b>1,42</b>	109	3,11	43	0,60
<i>Paroaria gularis</i>	134	<b>1,25</b>	49	1,40	85	1,18

ESPÉCIE	AID		CHEIA		SECA	
	Aabs <sup>1</sup>	Arel	Aabs	Arel	Aabs	Arel
<i>Hydropsalis climacocerca</i>	87	<b>0,81</b>	2	0,06	85	1,18
<i>Ara severus</i>	85	<b>0,80</b>	61	1,74	24	0,33
<i>Philohydor lictor</i>	48	<b>0,45</b>	20	0,57	28	0,39
<i>Gymnoderus foetidus</i>	16	<b>0,15</b>	14	0,40	2	0,03
<i>Orthopsittaca manilata</i>	16	<b>0,15</b>	16	0,46	0	0,00
<i>Buteogallus schistaceus</i>	14	<b>0,13</b>	7	0,20	7	0,10
<i>Muscisaxicola fluviatilis</i>	14	<b>0,13</b>	0	0,00	14	0,20
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	9	<b>0,08</b>	1	0,03	8	0,11
<i>Brachygalba lugubris</i>	8	<b>0,07</b>	4	0,11	4	0,06
<i>Celeus flavus</i>	8	<b>0,07</b>	8	0,23	0	0,00
<i>Hirundo rustica</i>	8	<b>0,07</b>	0	0,00	8	0,11
<i>Fluvicola albiventer</i>	7	<b>0,07</b>	0	0,00	7	0,10
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	7	<b>0,07</b>	6	0,17	1	0,01
<i>Cephalopterus ornatus</i>	5	<b>0,05</b>	2	0,06	3	0,04
<i>Crypturellus undulatus</i>	5	<b>0,05</b>	3	0,09	2	0,03
<i>Inezia subflava</i>	5	<b>0,05</b>	0	0,00	5	0,07
<i>Myrmotherula multostriata</i>	5	<b>0,05</b>	4	0,11	1	0,01
<i>Nasica longirostris</i>	5	<b>0,05</b>	4	0,11	1	0,01
<i>Donacobius atricapilla</i>	4	<b>0,04</b>	0	0,00	4	0,06
<i>Serpophaga hypoleuca</i>	4	<b>0,04</b>	0	0,00	4	0,06
<i>Cranioleuca gutturata</i>	2	<b>0,02</b>	1	0,03	1	0,01
<i>Knipolegus poecilocercus</i>	2	<b>0,02</b>	2	0,06	0	0,00
<i>Leptodon cayanensis</i>	2	<b>0,02</b>	0	0,00	2	0,03
<i>Turdus hauxwelli/fumigatus</i>	2	<b>0,02</b>	0	0,00	2	0,03
<i>Anhima cornuta</i>	1	<b>0,01</b>	0	0,00	1	0,01
<i>Attila cinnamomeus</i>	1	<b>0,01</b>	1	0,03	0	0,00
<i>Bucco macrodactylus</i>	1	<b>0,01</b>	1	0,03	0	0,00
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	1	<b>0,01</b>	1	0,03	0	0,00
<i>Schiffornis major</i>	1	<b>0,01</b>	0	0,00	1	0,01
<i>Sclateria naevia</i>	1	<b>0,01</b>	1	0,03	0	0,00
<b>Total de Indivíduos</b>	<b>10683</b>		<b>3508</b>		<b>7175</b>	

Aabs<sup>1</sup> Abundância Absoluta = Soma dos indivíduos contados nos 87 dias de censos, 30 em duas campanhas na estação de cheia e 57 em três campanhas na estação seca.

Arel<sup>2</sup>: Abundância Relativa. Valores em negrito indicam espécies raras de acordo com o conceito de Camargo (1993): espécies com abundância relativa menor que o inverso da riqueza.

Valores de abundância relativa em negrito indicam as espécies consideradas raras de acordo com o conceito de Camargo

**Tabela 15.** Frequência das espécies restritas aos habitats criados por rios registradas nos censos aquáticos realizados na AID do UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, em quatro campanhas de campo.

ESPÉCIE	AID		CHEIA		SECA	
	Fabs <sup>1</sup>	Frel <sup>2</sup>	Fabs	Frel	Fabs	Frel
<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	4090	38,29	615	17,53	3475	48,43
<i>Atticora fasciata</i>	1756	16,44	1066	30,39	690	9,62
<i>Tachycineta albiventer</i>	1081	10,12	368	10,49	713	9,94
<i>Tachycineta albiventer</i>	74	85,06	25	83,33	49	85,96
<i>Ochthornis littoralis</i>	56	64,37	21	70,00	35	61,40
<i>Ammodramus aurifrons</i>	54	62,07	16	53,33	38	66,67
<i>Atticora fasciata</i>	54	62,07	24	80,00	30	52,63
<i>Crotophaga major</i>	49	56,32	28	93,33	21	36,84
<i>Monasa nigrifrons</i>	43	49,43	24	80,00	19	33,33
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	41	47,13	12	40,00	29	50,88
<i>Canthorchilus leucotis</i>	40	45,98	16	53,33	24	42,11
<i>Paroaria gularis</i>	38	43,68	15	50,00	23	40,35
<i>Pygochelidon melanoleuca</i>	36	41,38	4	13,33	32	56,14
<i>Progne tapera</i>	33	37,93	3	10,00	30	52,63
<i>Aratinga weddellii</i>	26	29,89	12	40,00	14	24,56
<i>Hydropsalis climacocerca</i>	17	19,54	2	6,67	15	26,32
<i>Philohydor lictor</i>	17	19,54	6	20,00	11	19,30
<i>Ara severus</i>	15	17,24	8	26,67	7	12,28
<i>Riparia riparia</i>	15	17,24	2	6,67	13	22,81
<i>Chordeiles rupestris</i>	13	14,94	1	3,33	12	21,05
<i>Buteogallus schistaceus</i>	12	13,79	5	16,67	7	12,28
<i>Hirundo rustica</i>	7	8,05	0	0,00	7	12,28
<i>Fluvicola albiventer</i>	6	6,90	0	0,00	6	10,53
<i>Muscisaxicola fluviatilis</i>	6	6,90	0	0,00	6	10,53
<i>Cephalopterus ornatus</i>	5	5,75	2	6,67	3	5,26
<i>Crypturellus undulatus</i>	5	5,75	3	10,00	2	3,51
<i>Gymnoderus foetidus</i>	5	5,75	3	10,00	2	3,51
<i>Celeus flavus</i>	4	4,60	4	13,33	0	0,00
<i>Nasica longirostris</i>	4	4,60	3	10,00	1	1,75
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	4	4,60	1	3,33	3	5,26
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	4	4,60	3	10,00	1	1,75
<i>Chordeiles nacunda</i>	3	3,45	0	0,00	3	5,26
<i>Donacobius atricapilla</i>	3	3,45	0	0,00	3	5,26
<i>Myrmotherula multostriata</i>	3	3,45	2	6,67	1	1,75
<i>Brachygalba lugubris</i>	2	2,30	1	3,33	1	1,75
<i>Cranioleuca gutturata</i>	2	2,30	1	3,33	1	1,75
<i>Knipolegus poecilocercus</i>	2	2,30	2	6,67	0	0,00
<i>Orthopsittaca manilata</i>	2	2,30	2	6,67	0	0,00
<i>Serpophaga hypoleuca</i>	2	2,30	0	0,00	2	3,51
<i>Turdus hauxwelli/fumigatus</i>	2	2,30	0	0,00	2	3,51
<i>Anhima cornuta</i>	1	1,15	0	0,00	1	1,75

ESPÉCIE	AID		CHEIA		SECA	
	Fabs <sup>1</sup>	Frel <sup>2</sup>	Fabs	Frel	Fabs	Frel
<i>Attila cinnamomeus</i>	1	1,15	1	3,33	0	0,00
<i>Bucco macrodactylus</i>	1	1,15	1	3,33	0	0,00
<i>Hypocnemoides maculicauda</i>	1	1,15	1	3,33	0	0,00
<i>Inezia subflava</i>	1	1,15	0	0,00	1	1,75
<b>Total de Censos</b>	<b>87</b>		<b>30</b>		<b>57</b>	

Fabs<sup>1</sup> Frequencia Absoluta = Número de dias de censo em que a espécie foi registrada.

#### 4.5. Riqueza, abundância e distribuição da avifauna de ambientes especiais: praias, pedrais e barreiros

**Pedrais.** Foram mapeados 55 pedrais ao longo de todo o trecho amostrado, sendo 51 localizados à montante da barragem e 48 no rio Madeira, especialmente em suas áreas encachoeiradas (Figura 45). Os afloramentos foram mais evidentes na estação seca, quando as águas estão mais baixas. Portanto, espécies de aves foram observadas em pedrais somente nas campanhas das estações secas. Foram observados 2979 indivíduos pertencentes a 91 espécies. A andorinha *Pygochelidon melanoleuca* foi a espécie mais abundante com 2018 indivíduos em 38 pedrais, destes só um está localizado à jusante da barragem e o Pedral44 foi o local com maior número de indivíduos registrados (Figuras 34 e 35). Essa espécie, caracteristicamente reofílica, nidifica nesses pedrais. Contudo, não foram observadas evidências de atividade reprodutiva durante o período de amostragem, apesar de na sexta campanha ter sido observado um aumento no número de indivíduos registrados, sendo observado um grande número de aves jovens. Outras espécies comumente observadas foram: *Sturnella militaris*, *Actitis macularius*, *Hydropsalis climacocerca*, *Phaetusa simplex*, *Atticora fasciata*, *Vanellus cayanus*, *Ammodramus aurifrons*, *Tachycineta albibenter* e *Vanellus chilensis*. *Hydropsalis climacocerca* e *Atticora fasciata*, juntamente com *Pygochelidon melanoleuca*, foram localmente extintas no entorno do reservatório da UHE Tucuruí e da UHE Balbina (Henriques & Dantas, 2009; Carvalho *et al.*, 2010) e potencialmente também serão localmente extintas na AID da UHE Santo Antônio. *Pygochelidon melanoleuca* apresentou uma distribuição restrita ao rio Madeira, enquanto *Atticora fasciata*, foi igualmente muito abundante nos tributários do rio Madeira (Figuras 34 e 36).

**Barreiros.** Foram mapeados 16 barreiros de psitacídeos ao longo do trecho do rio Madeira amostrado, todos à montante da barragem (Figura 45). Nos barreiros foram observados 7.875 indivíduos pertencentes a 13 espécies consistentemente identificadas (Tabela 17). A espécie mais abundante foi *Amazona farinosa* (Figura 44), observada na quase totalidade dos barreiros.

Os três barreiros com maior número de indivíduos estimados foram o Barreiro15, com registro máximo de 710 indivíduos, sendo 700 indivíduos de *Amazona farinosa*, o Barreiro02, com registro de 666 indivíduos, sendo 200 de *Amazona farinosa*, e o Barreiro01 com registro de 520 indivíduos, sendo 500 indivíduos de *Amazona farinosa* (Figura 49).

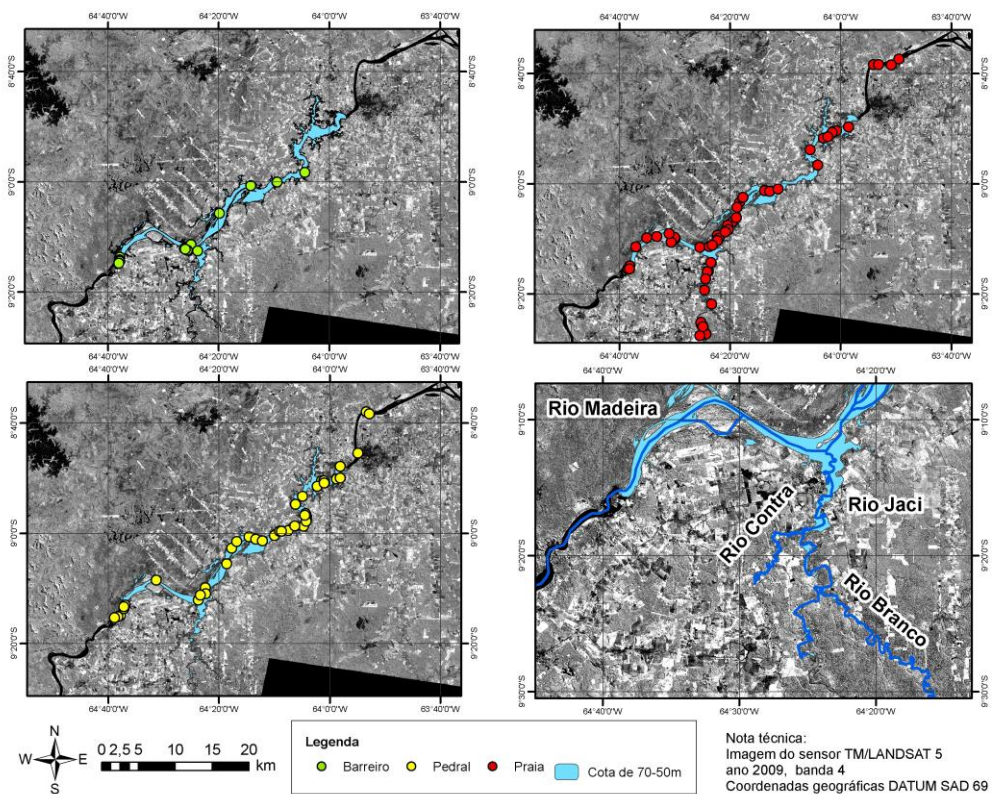


**Figura 44.** *Amazona farinosa*: espécie frequente em barreiros na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. Foto de Marconi Cerqueira.

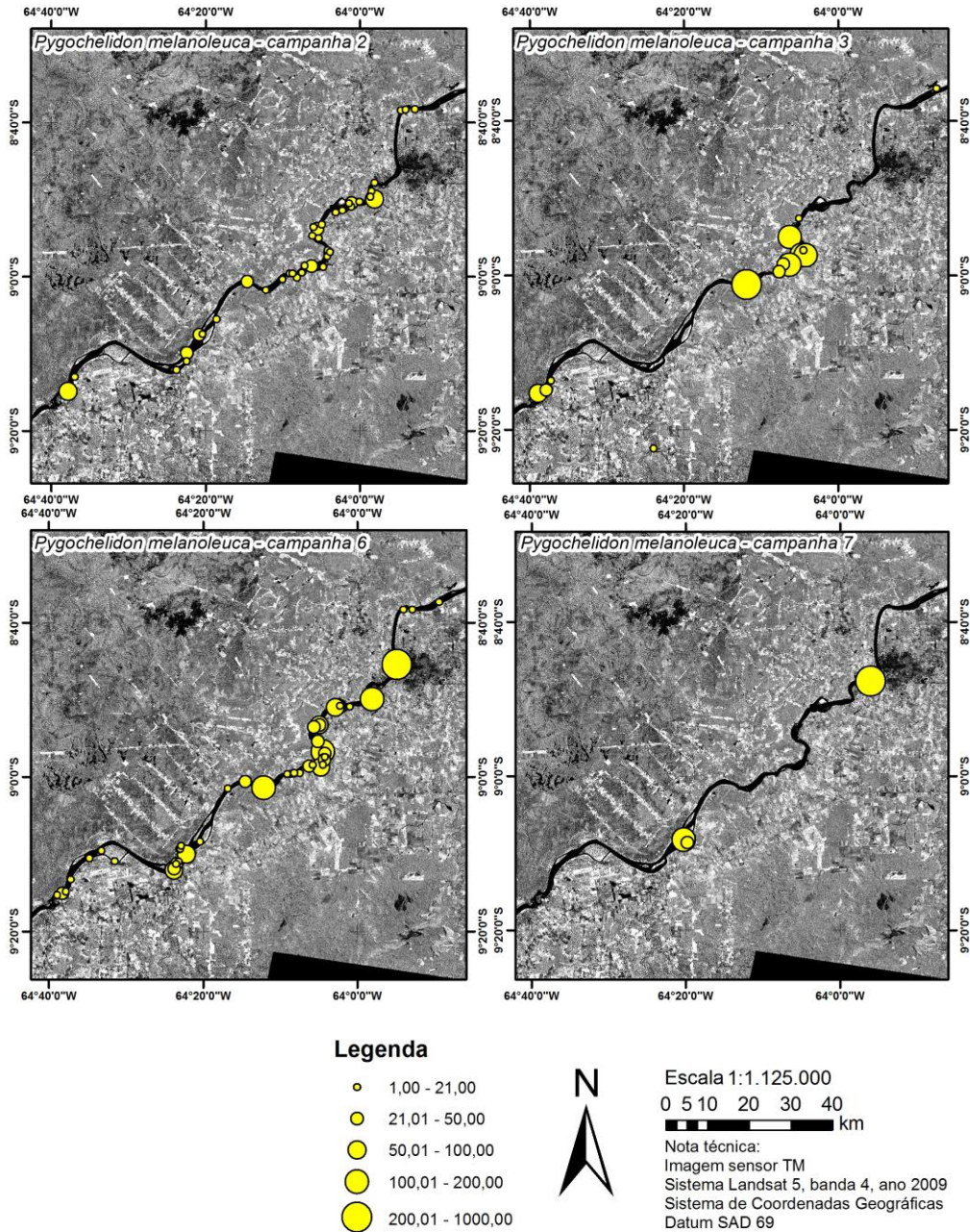
Apenas um barreiro identificado não será diretamente atingido pelo enchimento do reservatório e, portanto, representam recursos ecológicos que serão em sua maior parte permanentemente perdidos para as espécies que os utilizam (papagaios, periquitos, araras, e afins). Estudos desenvolvidos no Peru e Bolívia indicam que representam um recurso de crucial importância na saúde e sobrevivência de longo prazo das populações dessas aves (Brightsmith e Aramburu, 2004; Mee *et al.* 2005; Brightsmith *et al.* 2008). Portanto, é recomendável o mapeamento e monitoramento de barreiros à montante e à jusante da UHE Santo Antônio para um continuado monitoramento dos efeitos do empreendimento nas populações de psitacídeos que dependem desse recurso.

**Praias.** Foram monitoradas 125 praias ou bancos de areia no leito do rio ao longo das margens do trecho do rio Madeira amostrado (Figura 45). Dezenove praias apresentaram contagens de mais de 100 indivíduos, cinco delas ficam à jusante da barragem e delas, uma, a Praia25, foi a segunda praia com maior número de indivíduos, com aproximadamente 430 indivíduos (Figura 50). Foram avistadas 3471 aves pertencentes a 83 espécies. As espécies *Phaetusa simplex*, *Pygochelidon melanoleuca*, *Rynchops niger*, *Ardea alba* foram as espécies mais comuns, totalizando quase 50% dos indivíduos avistados. Um grupo de 8 espécies são dependentes dessas praias para nidificação e poderão ter suas populações diretamente afetadas pela enchimento do reservatório: *Phaetusa simplex*, *Sternula superciliaris*, *Rynchops niger*, *Charadrius collaris*, *Vanellus cayanus*, *Vanellus chilensis*, *Chordeiles nacunda*, *Chordeiles rupestris*. As duas últimas foram localmente extintas no entorno do reservatório da UHE Tucuruí (Henriques & Dantas, 2009). Outras quatro espécies são migrantes setentrionais cuja ocorrência na área é restrita as praias e bancos de areais: *Tringa flavipes*, *Calidris melanotos*, *Tringa solitaria*, *Calidris pusilla*.

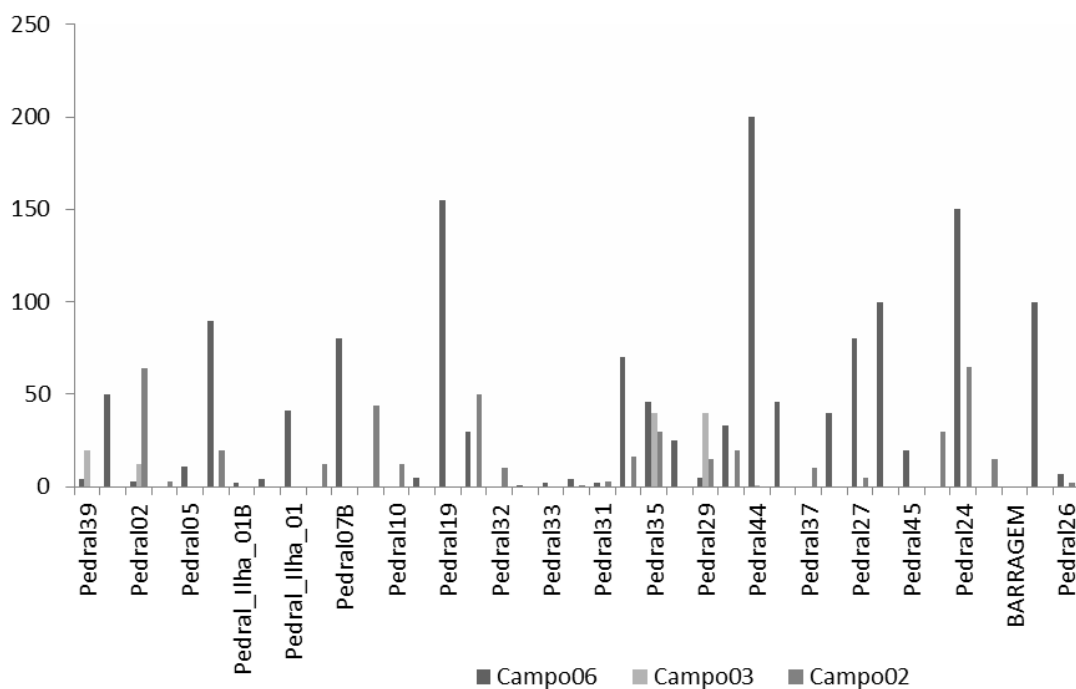




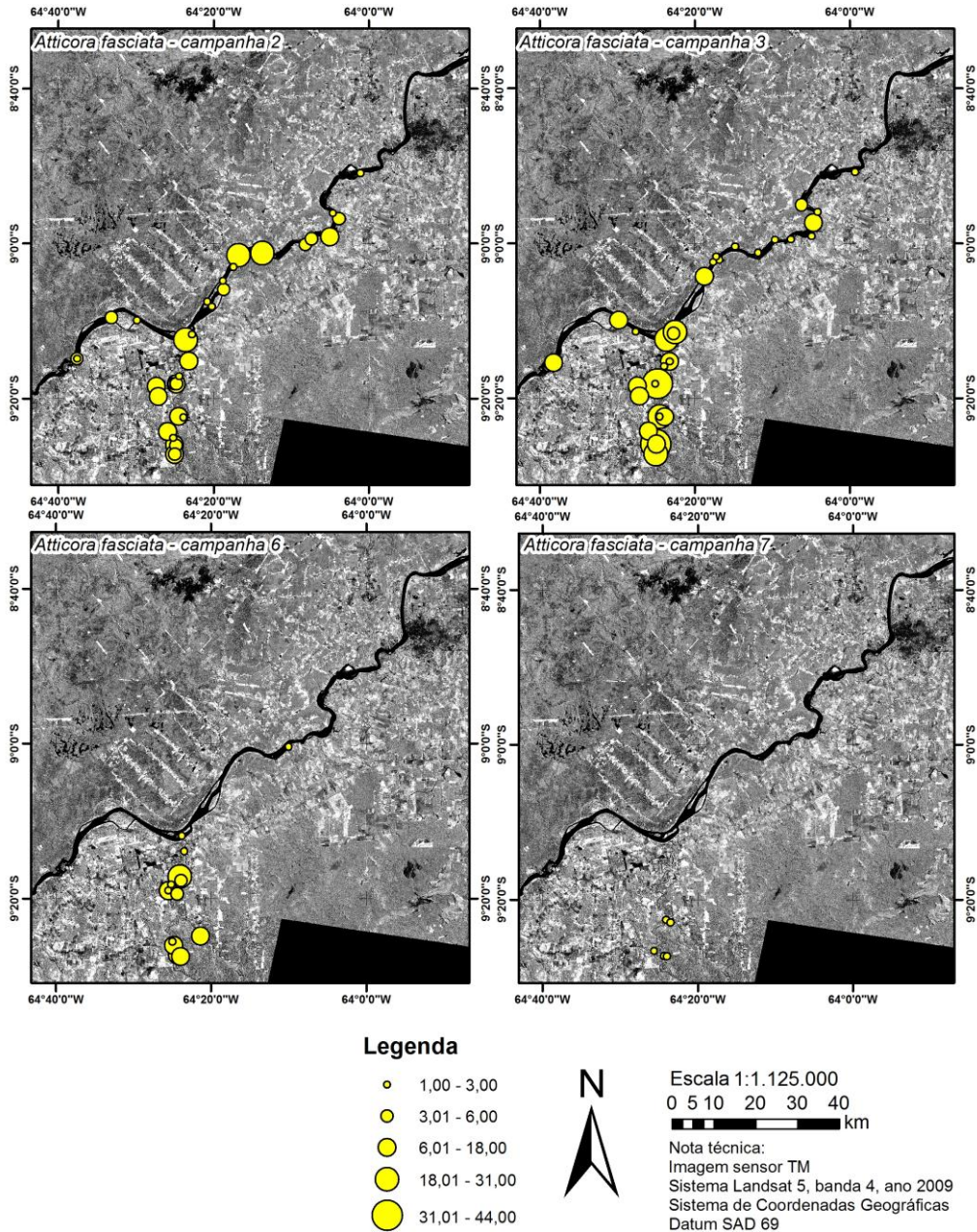
**Figura 45.** Barreiros (verde), Pedrais (amarelo) e Praias (vermelho) amostradas durante o período da seca na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 46.** Ocorrência das andorinhas *Pygochelidon melanoleuca* na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia



**Figura 47.** Número de indivíduos da andorinha-de-coleira, *Pygochelidon melanoleuca*, nos pedrais da AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia em três campanhas de campo.



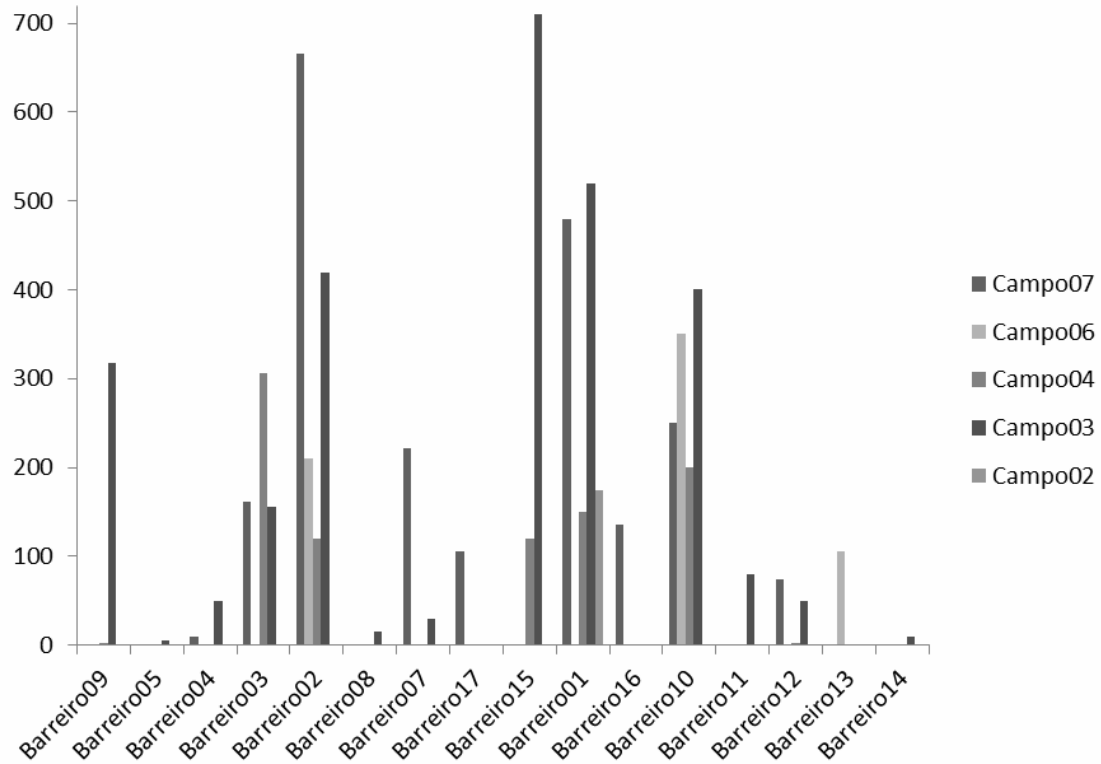
**Figura 48.** Ocorrência da andorinha *Atticora fasciata* na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia

**Tabela 17.** Abundância e frequência das espécies observadas em 16 barreiros da AID do UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia, em quatro campanhas campo.

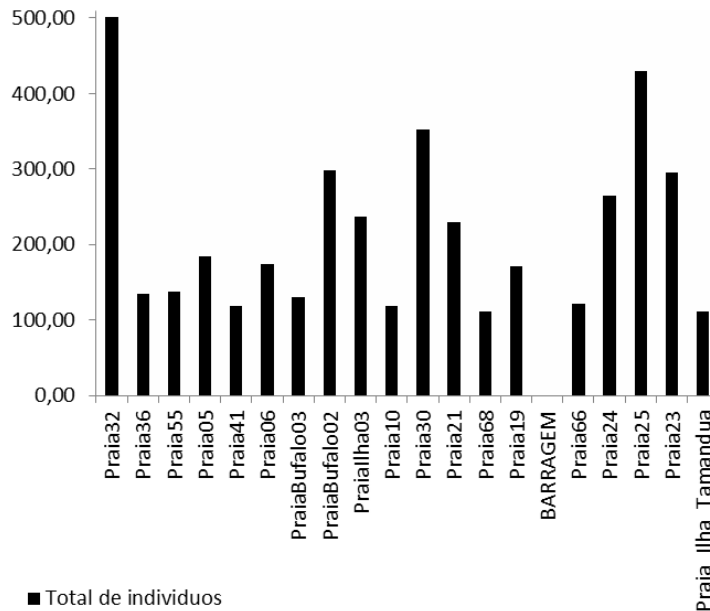
ESPÉCIE	Aabs <sup>1</sup>	Arel	Fabs <sup>2</sup>	Frel
<i>Amazona farinosa</i>	7348	93,31	15	93,75
<i>Amazona ochrocephala</i>	55	0,70	4	25
<i>Ara macao</i>	2	0,03	1	6,25
<i>Ara severus</i>	44	0,56	2	12,5
<i>Aratinga weddellii</i>	13	0,17	3	18,75
<i>Coragyps atratus</i>	1	0,01	1	6,25
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	1	0,01	1	6,25
<i>Ochthornis littoralis</i>	1	0,01	1	6,25
<i>Patagioenas cayennensis</i>	31	0,39	2	12,5
<i>Patagioenas speciosa</i>	28	0,36	3	18,75
<i>Patagioenas subvinacea</i>	4	0,05	1	6,25
<i>Pionus menstruus</i>	334	4,24	9	56,25
<i>Pyrilia barrabandi</i>	13	0,17	3	18,75
<b>Total</b>	<b>7875</b>		<b>16</b>	

Aabs<sup>1</sup>: Abundância Absoluta = Soma dos indivíduos contados nos 16 barreiros

Fabs<sup>2</sup>: Frequência Absoluta = Número de barreiros em que a espécie foi registrada



**Figura 49.** Abundância de aves observadas em 16 barreiros durante cinco campanhas na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia.



**Figura 50.** Abundância de aves nas praias com mais de 100 indivíduos registrados na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo realizado na AID da UHE Santo Antônio representa uma ampliação ao conhecimento da avifauna das áreas de endemismo Madeira-Machado (Ji-Paraná) e Purus-Mucuím-Madeira e fornece dados importantes para o entendimento da variação espacial e sazonal da comunidade de aves na Amazônia.

Os censos por pontos, redes e aquáticos realizados na AID da UHE Santo Antônio permitiram a obtenção de informações padronizadas para 516 espécies de aves, mais de 85% do total de espécies registrado para toda a área da AID, o que permitirá uma avaliação quantitativa dos efeitos desse empreendimento sobre a avifauna dessa região.

A preocupação com a conservação da diversidade biológica tem levado a uma variedade de propostas sobre os critérios para identificar e prever padrões de extinção. Nesse sentido, o padrão de raridade das espécies tem sido considerado um tópico importante em biologia da conservação. Em geral, espécies de aves com populações pequenas são particularmente suscetíveis à extinção em paisagens

fragmentadas. Portanto, embora o status de raridade, isoladamente, possa não ser suficiente para prever o risco de extinção de determinada espécie, este tipo de análise pode ser considerado válido como uma primeira aproximação para identificar espécies ou grupos de espécies que mereçam atenção especial em programas de conservação. É importante destacar que as análises desenvolvidas em nível da espécie podem ter influenciado nos resultados da análise de raridade, e pode ter subestimado o número de espécies vulneráveis (Aleixo, 2010). Em espécies politípicas, a distribuição geográfica das espécies só pode ser acessada de forma acurada por meio da distribuição das subespécies. Entretanto, nem todas as subespécies descritas são de fato unidades evolutivas, e sim nomes arbitrários de variações clinais. Portanto, é recomendável avaliar a raridade global da avifauna da AID da UHE Santo Antônio após a criteriosa análise da variação geográfica ainda não descrita ou descrita somente em nível de subespécies nas margens apostas do rio Madeira.

As estimativas de riqueza juntamente com a listagem de aves com potencial de ocorrência na região apresentada por Cohn-Haft *et al.* (2005) indicam que mais espécies serão detectadas com a continuidade dos estudos na região. Portanto áreas próximas ao local de empreendimento, que não serão afetadas pelo enchimento da represa, devem ser preservadas para que seja possível o reconhecimento de todas as espécies dessa comunidade.

As estimativas de ocorrência indicam claramente que a ocorrência de duas espécies (*Thamnophilus schistaceus* e *Cercomacra cinerascens*) será negativamente afetada pelo alagamento de trechos das trilhas. Essas análises deverão ser expandidas para abranger um maior número de espécies com a finalidade de determinar o real impacto do empreendimento sobre a comunidade de aves. As duas espécies que serão afetadas diretamente pelo alagamento em trechos das trilhas são espécies associadas aos ambientes inundáveis e é de se esperar que outras espécies associadas à esses ambientes também possam ser impactadas. As estimativas de ocorrência também demonstram que a ocorrência das espécies é diferente nas margens opostas do rio Madeira. Esse fato, associado aos vários endemismos existentes nos diferentes interflúvios, fornece subsídios para a afirmação de que as



áreas selecionadas para criação de unidades de conservação devem necessariamente ser estabelecidas em ambas as margens do rio Madeira.

A detectabilidade das espécies deve ser levada em consideração durante o monitoramento uma vez que as diferentes espécies tiveram suas detecções afetadas de forma diferentes pelo horário de amostragem e a estação do ano em que foi conduzida a amostragem.

Estudo sobre os barreiros de psitacídeos, os pedrais e as praias devem ser ampliados para as áreas à jusante e à montante do reservatório a fim de levantar quantos e onde são, quais espécies os atendem, qual o tamanho populacional atendido. Especifico em relação aos barreiros, também é recomendável um estudo sobre as características minerais dos barreiros, assim permitindo uma avaliação do impacto proporcional das UHEs nas populações de aves que utilizam esse recurso.

Finalmente, é importante destacar que as aves restritas aos habitats criados por rios, **grupo que potencialmente será o mais negativamente afetado pelo empreendimento foi inadequadamente amostrado.** Portanto, estudos específicos para esse grupo devem ser planejados o mais rapidamente possível.

O ANEXO 6 apresenta registros fotográficos realizados durante o monitoramento de aves na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira durante a fase pré-enchimento.

## 6. EQUIPE TÉCNICA

### Coordenação geral

Luiza Magalli Pinto Henriques, Doutora  
CRBIO 30613/06-D, CTF IBAMA 20/199954

Marina Anciães, Doutora  
CRBIO 160004/06-D, CTF IBAMA 15/324530

### Responsáveis Técnicos

Monica Sberze Ribas, Mestre  
CRBIO /06-D, CTF IBAMA 52983/06  
52983

SUBPROGRAMA DE MONITORAMENTO DA AVIFAUNA	113	UHE SANTO ANTÔNIO REV 1 – Fevereiro/2012
---	-----	---

Marconi Campos Cerqueira Jr, Mestre  
CRBIO 73008/06-D, CTF IBAMA 04/1565842

Rebecca Maria Zarza Aguilera, Mestre  
CTF IBAMA 53/3340986

### **Biólogos de Campo**

João Vitor Campos e Silva, Mestre

Marco Aurélio Silva, Mestre

Gisiane Lima, Mestre

Marcelo Santos, Mestre

Bruno Xavier, Mestre

Mariana Tolentino, Mestre

Roberta Boss, Mestre

Camila Ritter Duarte, Mestre

Gabriel Leite, Mestre

Lais Coelho, Mestre

Cassiano Gatto, Mestre

Beatriz de Souza, Graduada

## **7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ALEIXO, A. "Incerteza taxonômica" na biodiversidade amazônica: por que resolvê-la é imprescindível para a conservação do bioma? In: Reinaldo Themoteo (Org.). Cadernos Adenauer – Amazônia e desenvolvimento sustentável. 4 ed. Rio de Janeiro: Fundação Konrad Adenauer, 2010, v. X, p.35-57.

ALSDORF, D. E; MELACK, J. M; DUNNE, T.; MERTES, A. K.; HESS, L. L.; SMITH, L. C; 2000. Interferometric radar measurements of water level changes on the Amazon floodplain. *Nature*, 404, 174 – 177.

ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46.

- ARFI, R.2003. The effects of climate and hydrology on the trophic status o Seligué Reservoir, Mali, West Africa. *Lake and Reservoirs: research and management* v8, 3, p243-260.
- ARITA, H.T.; ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4: 181-192, 1990.
- BART, J.; EARNST, S. 2002. Double sampling to estimate density and population trends in birds. *Auk* 119: 36–45.
- BASSO, E. 2000. Alteration of water balance of lakes. *Lake and Reservoirs: research and management*, v. 5, n1, p. 5-9.
- BATES, D.; MAECHLER, M. 2010. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.999375-37. Disponível em <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19:215-241.
- BOLKER, B. M.; BROOKS, M. E.; CLARK, C. J.; GEANGE, S. W.; POULSEN, J. R.; STEVENS, M. H. H.; WHITE, J.-S. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution* (Personal edition), 24(3), 127-35. doi:10.1016/j.tree.2008.10.008
- BOLSTER, D. C.;ROBINSON, S. K. 1990. Habitat use and relative abundance of migrant shorebirds in a western Amazonian site. *Condor* 92: 239-242.
- BORGES, S. H.; CARVALHES, A. 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jaú National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. *Biodiversity and Conservation*, 9: 201-214.
- BORGES, S. H. 2006. Rarity of birds in the Jaú National Park, Brazilian Amazon. *Animal Biodiversity and Conservation* 29.2
- BRAUNE, B. M.; GASKIN, D. E. 1987. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn molt. *Ornis Scand.* 18: 244-250.
- BRIGHTSMITH D.; ARAMBURU R. 2004. Avian geophagy and soil characteristics in southeastern Peru. *Biotropica*, 36(4): 534-543
- BRIGHTSMITH, D. J.; TAYLOR J.; PHILLIPS T.D. 2008. The roles of soil characteristics and toxin adsorption in avian geophagy. *Biotropica* 40: 766 774.

- BURGER, J.; GOCHFELD, M. 1997. Risk, mercury levels, and birds: Relating adverse laboratory effects to field biomonitoring. *Environ. Res.* 75: 160-172.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 2004. Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research* 33:261-304
- CAMARGO, J. A. 1993. Must dominance increase with the number of subordinate species in competitive interactions? *J. Theoret Biol.* 161: 537–542.
- CARVALHO, B.; AURÉLIO-SILVA, M.; ANCIÃES, M.; HENRIQUES, L. M. P. 2010. Waterbirds and riverine habitat's birds from Balbina Lake 20 years later: an evaluation of Willis and Oniks predictions. In: XXV Congresso Internacional de Ornitologia, Campos do Jordão, SP.
- CBRO. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Lista das Aves do Brasil. Versão 15/07/2011. Disponível em <http://www.cbro.org.br>. Acessado em 12/06/2011.
- CINTRA, R.; SANAIOTTI, T. M.; COHN-HAFT, M. 2007. Spatial distribution and habitat of the Anavilhanas Archipelago bird community in the Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation* 16 :313–336
- CINTRA, R.; SANTOS, P. M. S. DOS; LEITE, C. B. 2007. Composition and structure of the lacustrine bird communities of seasonally flooded wetlands of western Brazilian Amazônia at high water. *Waterbirds* 30 (4): 521-540.
- COHN-HAFT, M.; FERNANDES, A.; MELO, A. V.; PACHECO, A. M.; SARDELLI, C.; BECHTOLDT, C.; MACEDO, I.; NAKA, L.; TORRES, M. 2005. Relatório Final – Diagnóstico Temático de Avifauna – UHEs Salto do Jirau e Santo Antônio.
- COHN-HAFT, M.; WHITTAKER, A; STOUFFER, P. C. 1997. A new look at the “species-poor” central Amazon: the avifauna north of Manaus, *Brazil. Ornithol. Monogr.* 48:205-235.
- COLWELL, R. K. 1997. *EstimateS 5: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5.0.1.* Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut.
- DOS ANJOS, M. R.; SCHULZ, M. 2011. *Investigação do Desflorestamento da APA Rio Madeira em Áreas de APPs Amazônia Rondônia – Brasil.* Em <http://www.rioterra.org.br/wp-content/uploads/>.
- EISLER, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U. S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 85 (1.10).

- FEARNSIDE, P.M.; MILLIKAN. B. 2012. Hidroelétricas na amazônia: fonte de energia limpa? Pp. 49-56; 84-91. In: P.F. Moreira (Ed.) Setor Elétrico Brasileiro e a Sustentabilidade no Século 21: oportunidades e desafios. Rios Internacionais, Brasília, df. 91 pp.
- FEARNSIDE, P. M. 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of "greenhouse" gases. *Environmental Management*, v 22, p7-19.
- FEARNSIDE, P. M. 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lesson for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management*, v 27, p 377-396.
- FEARNSIDE, P. M. 2008. Hidrelétricas como "fábricas de metano": o papel dos reservatórios em áreas de floresta tropical na emissão de gases de efeito estufa. *Oecol. Bras.*, v12, n1, p100-115.
- FISCH, F.; JANUARIO, M; SENNA, R. C. 1990. Impacto ecológico em Tucuruí (PA): climatologia. *Acta Botânica*, v20, p46-60.
- GASCON, C.G.; MALCOLM, J.R.; PATTON, J.L.; SILVA, M.N.F.; BOGART, J.P.; LOUGHEED, S.C.; PERES, C.A.; NECKEL, S.; BOAG, T. 2000. Riverine barriers and the geographic distribution of Amazonian species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97: 13672-13677.
- GILARDI, J. D.; DUFFEY, S. S.; MUNN, C. A.; TELL, L. A. 1999. Biochemical functions of geophagy in parrots: Detoxification of dietary toxins and cytoprotective effects. *Journal of Chemical Ecology* 25: 897-922.
- GOERK, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Cons. Biol.* 11: 112-118
- GUADAGNIN, D. M.; PETER, A. S.; PERENELLO, F. C.; MALTCHIK, L. 2005. Spatial and Temporal Patterns of Waterbird Assemblages in Fragmented Wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28(3): 261-404
- GUILHERME, E.; CINTRA, R. 2001. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understorey bird community composition in central Amazonia, Brazil. *Ecotropica*, 7: 77-92
- HENRIQUES, L. M. P.; DANTAS, S. M. 2009. Composição e Extinção Local de Espécies na Comunidade de Aves da APA Tucuruí, Entorno do Reservatório da

- UHE Tucuruí, Amazônia Oriental. In: Anais do V Congresso de Inovação Tecnológica em Energia Elétrica - V CITENEL, Belém, PA, v 1.
- HENRIQUES, L. M. P.; DANTAS, S.; SILVA, N. P.; CESTARI, C.; BARROS, L. P.; GONÇALVES, E.; SILVA, F. R. 2008. Avaliação e monitoramento da avifauna do Reservatório da UHE Tucuruí. Relatório Técnico – Convênio FIDES/AELETRONORTE/MUSEU GOELDI.
- HENRIQUES, L. M. P.; WUNDERLE, J. M.; OREN, D. C.; WILLIG, M. R. 2008. Efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre uma comunidade de aves de sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. *Acta Amazonica* 38(2): 267-290.
- HINES, J. E.; MACKENZIE, D. I. 2008. PRESENCE. Version 2.0. Disponível em <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>>. Acessado em 20.05.11
- HUTO, R.; PLETSCHE, S.M.; HENDRICKS, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk*, 103: 593-602, 1986.
- JUNK, W. J. (Ed). 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag, Berlim Heidelberg, 1997, 520p.
- KARR, J. R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *American Naturalist* 119: 220-239.
- KARR, J.; ROBINSON, S.; BLAKE, J. G.; BIERREGAARD, Jr. R. O. 1990. Birds of four rainforest, p. 237-269. A. H. Gentry (ed.), *Four Neotropical Rainforest*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- KATTAN, G. H. 1992. Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central of Colombia. *Cons. Biol.* 63: 1975-1978.
- KÉRY, M; SCHMID, H. 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic and Applied ecology* 5: 65–73
- LEES, A.; PERES, C. 2009. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation*, 11: 128-137.
- LEES, A.; PERES, C. 2010. Habitat and Life History Determinants of Antbird Occurrence in Variable-Sized Amazonian Forest Fragments. *Biotropica* 42(5): 614–621 2010
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (1998). *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.

- LEME ENGENHARIA. 2009. Estudos de Impactos Ambientais do AHE Belo Monte – PA. Belo Horizonte.
- LEVEY, D. J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. *Ecology* 69:1076-1089.
- LEWIS, S. A.; FURNESS, W. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared Black-headed Gull *Larus ridibundus* chicks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 316-320.
- MacARTHUR, R. H.; RECHER, H.; CODY, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist* 100: 319-332.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B.; DROEGE, S.; ROYLE, J. A.; LANGTIMM, C. A.. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255
- MAECHLER, M.; ROUSSEEUW, P.; STRUYF, A.; HUBERT, M. 2005. Cluster Analysis Basics and Extensions; unpublished. Disponível em <http://www.R-project.org>.
- MASON, D.; THIOLLAY, J. M. 2001. tropical forestry and the conservation of Neotropical birds. Pp. 167-191 In: R. A. Fimbel, A. Grajal & J. G. Robinson (Eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged forest*. Columbia University Press, New York, USA.
- MEE, A.; DENNY, R.; FAIRCLOUGH, K.; PULLAN, D. M.; BOYD-WALLIS, W. 2005. Observations of parrots at a geophagy site in Bolivia *Biota Neotropica* vol.5, no.2, Campinas.
- OKSANEN, J. 2008. *vegan – An introduction to ordination*. Documento em anexo do pacote *vegan*. Disponível em <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/method/vegantutor.pdf>
- OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.B. 2007. *vegan: Community Ecology Package version 1.8-5*. Disponível em <http://cran.r-project.org/>
- PETERMANN P. 1997. The Birds. In: Wolfgang J. Junk (eds), *The Central Amazon Floodplain, Ecology of a Pulsing System*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 419–451.
- PETTINGILL, O.S. Jr. 1990. *Ornithology in laboratory and field*. New York, Academic Press, Inc.

- PINTO, O. M. O. 1978. *Novo catálogo das aves do Brasil. Primeira parte*. Ed. Gráfica dos Tribunais, São Paulo, 448p.
- PITMAN, N.C.A.; TERBORGH, J.; SILMAN, M.R.; NUNEZ, P. Tree species distributions in an upper amazonian forest. *Ecology*, 80: 2651-2661, 1999.
- PYRE, C. R. et al. 2001. *Floristic composition across a climatic gradient in a Neotropical Lowland Forest*. *Journal of vegetation science*, 12: 553-566.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2005. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RABINOWITZ, D.; CAIRINS, S.; DILON, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. Páginas 182-184, in M.E. Soulé (ed). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sianuer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B. 2002. *Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação*. 2.º Edição Revisada e Ampliada. Escrituras. São Paulo.
- REMSEN, J.; PARKER III, T. A. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonian. *Biotropica*, 15(3):223-231.
- RICKLEFS, R. E. (2004). *A comprehensive framework for global patterns in biodiversity*. *Ecology Letters*, 7: 1-15.
- RIDGELEY, R.S.; TUDOR, G. *The birds of South America*. Vol. 2.. Texas, University of Texas Press, Austin, 1994. 814p.
- RIDGEY, R. S.; TUDOR, G. 1989. *Birds of South America*. Vol. 1. University of Texas Press, , Austin, 1989..
- RIDGLEY, R.S.; ALLNUTT, T.F.; BROOKS, T.; McNICOL, D.K.; MEHLMAN, D.W.; YOUNG, B.E.; ZOOK, J.R. 2003. Digital distribution maps of the birds of the western hemisphere, version 1.0. NatureServe, Virginia, USA, 2003.
- ROBBINS, M. 1983. *The display repertoire of the band-tailed manakin (Pipra fasciicauda)*. *The Wilson Bulletin* 95(3), 321-342
- ROMA, J. C. 1996. *Vulnerabilidade e composição da avifauna do leste do Pará*. Não publicado. M.Sc. thesis, Belém, Pará, Brasil:UFPa/MPEG.



- SANCHES, F.; FISCH, G. 2005. As possíveis alterações micro climáticas devido a formação do lago artificial da hidrelétrica de Tucuruí-Pa. *Acta Amazônica*, v35, n1, p41-50.
- SCHEMSKE, D.W.; BROKAW, N.. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938–945.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro. Ed. Nova Fronteira.
- SOKAL, R.R.; ROHFL, F.J. 1995 *Biometry: The principles and the practices of statistics in biological research* (3rd ed.) W.H. Freeman and Company. Stony Brook, NY. 850pp
- STATSOFT, Inc. (1999). *STATISTICA for Windows* [Computer program manual]. Tulsa, OK: StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104, phone: (918) 749-1119, fax: (918) 749-2217, email: info@statsoft.com, WEB: <http://www.statsoft.com>
- STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A.; MOSKOVITZ, D. K. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, 478p.
- STOTZ, D.F.; BIERREGAARD, R.O.; COHN-HAFT, M.; SMITH, J.; PETERMANN, P.; WHITTAKER, A.; WILSON, S. 1992. The status of North American migrants in central Amazonian Brazil. *Condor*. 94: 608-621.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Jr. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2445.
- STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O. Jr. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9:1085-1094.
- SUTHERLAND, W. J., NEWTON, I E GREEN, R. E. 2004. *Bird Ecology and Conservation – A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, New York, 385p.
- TERBORGH, J. 1989. *Where have all the birds gone?: essays on the biology and conservation of birds that migrate to the American tropics*. Princeton University Press, US. 207 p.
- THOMAS, C.D.; MALLORIE, H.C. Rarity, species richness and conservation butterflies of the Atlas Mountains in Morocco. *Biological Conservation*, 33: 95-117, 1985.

- THOMPSON, D. R.; BEARHOP, S.; SPEAKMAN, J.R., FURNES, R. W. 1998. Feathers as a means of monitoring mercury in seabirds: insights from stable isotope analysis. *Environmental Pollution* 101: 193-200.
- THOMPSON, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *Auk* 119:18-25.
- TUNDISI, J. G. 2007. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. *Estudos Avançados*, vol. 21, no.59, São Paulo
- BVENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- WEINS, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 2: processes and variations. Cambridge University Press. New York.
- WUNDERLE, J. M.; HENRIQUES, L. M. P.; WILLIG, M. R. 2005. Avian distribution in treefall gaps and understorey of terra firme forest in the lowland Amazon. *Ibis*, **147**, 109–129.
- WUNDERLE, J. M.; HENRIQUES, L. M. P.; WILLIG, M. R. 2006. Short-Term Responses of Birds to Forest Gaps and Understorey: An Assessment of Reduced-Impact Logging in a Lowland Amazon Forest. *Biotropica* 38(2): 235-255.
- YU, J.; DOBSON, F.S. 2000. Seven forms of rarity in mammals. *Journal of Biogeography*, 27: 131-139.

## LISTA DOS ANEXOS (Arquivos em Excel: 1-5 e Word: 6)

**ANEXO 1.** Lista das espécies de aves registradas na AID da UHE Santo Antônio, Rio Madeira, Estado de Rondônia. A lista foi organizada de acordo com seqüência taxonômica do CRBO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, 2011).

**ANEXO 2.** Lista das espécies indicadoras da integridade dos habitats primários da área de influência da UHE Santo Antônio. Espécies em negrito foram listadas para os mesmos habitats por Stotz *et al* (1996).

**ANEXO 3.** Lista das espécies capturadas em redes de neblina na AID da UHE Santo Antônio. A taxa de captura é usado como índice de abundância e apresentada como número de capturas/100 horas-rede, onde cada hora-rede representa 12 metros de rede aberta por 1 hora. Valores em negrito são referentes as espécies capturadas exclusivamente em uma determinada localidade ou espécies raras na AID (de acordo com a definição de Camargo 1993).

**ANEXO 4.** Lista das espécies registradas nos censos por ponto de escuta na AID do da UHE Santo Antônio. O índice de detecção é usado como índice de abundância e apresentado como número de detecções/100 pontos. Valores em negrito são referentes as espécies registradas exclusivamente em uma determinada localidade ou espécies raras na AID (de acordo com a definição de Camargo 1993).

**ANEXO 5.** Lista das espécies registradas nos censos aquáticos na AID da UHE Santo Antônio.

**ANEXO 6.** Registros fotográficos realizados durante o monitoramento de aves na AIDA do UHE Santo Antônio durante a fase pré-enchimento.

## LISTA DOS BANCOS DE DADOS (Arquivos em Excel)

BD\_RedesdaNeblina\_SeisExpedições\_UHESantoAntônio\_Revisado

BD\_PontosdeEscuta\_SeisExpedições\_UHESantoAntonio\_Revisado

BD\_AvifaunaAquatica&Ribeirinha\_UHESantoAntonio\_Revisado

BD\_PontosdeEscuta\_Ordenação