UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS - RIO CLARO

Ecologia

Rafael Souza Cruz Alves

AVIFAUNA EM MATAS CILIARES: CARACTERIZAÇÃO VISANDO AÇÕES DE EMERGÊNCIA, MITIGAÇÃO E COMPENSAÇÃO EM CASO DE DERRAMAMENTO DE COMBUSTÍVEIS EM VIAS HIDROVIÁRIAS

Rio Claro
2015

RAFAEL SOUZA CRUZ ALVES

Avifauna em matas ciliares: caracterização visando ações de emergência, mitigação e compensação em caso de derramamento de combustíveis em vias hidroviárias

Orientador: Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientador: Marco Aurelio Pizo

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de Ecólogo.

Rio Claro
2015

598.2 Alves, Rafael Souza Cruz
A474a Avifauna em matas ciliares : caracterização visando ações de emergência, mitigação e compensação em caso de derramamento de combustíveis em vias hidroviárias / Rafael Souza Cruz Alves. - Rio Claro, 2015
50 f. : il., figs., tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientador: Marco Aurelio Pizo Ferreira

1. Ave. 2. Bioindicadores. 3. Impactos ambientais. 4. Hidrovias. 5. Sensibilidade ambiental. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

Agradecimentos

Muitas pessoas fizeram parte da minha vida e tenho muito a agradecer a todas elas. Desculpem se eu esquecer alguém, mas tenham certeza que foram importantes pra mim.
Agradeço e família a meus pais por toda a educação e caráter que me ensinaram, me orgulho muito de todo que fizeram por mim e espero retribuir de alguma forma.
Aos meus orientadores Milton Cezar Ribeiro e Marco Aurélio Pizo, por todos os ensinamentos, paciência e compreensão que tiveram com um aluno como. Agradeço também a todos meus amigos que estudaram comigo no Radial, por muitos anos e com quem eu tive a honra de crescer e aprender os primeiros passos na vida. Aos meus grandes amigos, Coruja, Fly, Marmita e Porco, com que eu sei que sempre posso contar pra qualquer coisa. A galerinha com quem passei um dos melhores momentos da minha vida e de quem sinto muita falta, Marcos, César, Bia, Aline, Thais Tessari, Thais Kimi, Taima, Ayumi, Bruno H., Tâmaras, Paty, Paulo, André, e principalmente Iara Akemi. Muito obrigado por tudo que pude aprender e viver com vocês!!! Contem comigo para qualquer coisa! Ao Galetti, Maria Inez, Pizano, Neto, Pizo, Betinho, Massanori, Reinaldo, Flavio, Antonio Camargo, Zezé, Tadeu e todos os meus professores que me ensinaram muito mais do que "só" o conteúdo das disciplinas e se tornaram pra mim grandes exemplos e amigos.
A toda a galera com quem tive a oportunidade de ir pra campo onde pude aprender e viver muito: Saldanha, Raisa, Luana, Babi, Sergio, Carlinhos, Valesca, Sarha, Rê, Fabio Jacomassa, Malu, Neto e muitos outros que não vou conseguir lembrar agora, mas muito obrigado, e sempre que precisarem de ajuda é só falar! Aos meus grandes amigos da Turma da Ecologia 2009, Foi uma grande honra estudar com todos vocês foi muito bom ver todos crescendo e tomando seus rumos, muito obrigado por todos os momentos bons, ruins e todas as dificuldades que compartilhamos!!! A toda a galera que fez e faz parte do CAECO e organizações dos diversos eventos e projetos de extensões, onde pude aprender muito com todas as intermináveis discussões e lutas por uma melhora no curso. A todos os grandes amigos que fiz durante a graduação, Goiaba, Bambu, Arreia, Royal, Lama, Gambé, Amora, Leia, Miau, Alessandro, Stefani, Hugo, Dani, Kalinka, Marcel, Nativo,Dedê, Xuxa, Camilinha, Emi, Bituca, Topera, Say, Issa, C3, Mauricio, Ju s (Coelho Alegrete Oshima e Assis), Flavia, Claudia, Capote, Pavel, Caleb, Rê, Paty, Nat, Fabio, Cascão e muitos outros que não vou conseguir citar aqui pois é muita gente mas em resumo toda a Família Ecologia!!! ... A todo o pessoal da Rep Our e demais reps que me aguentavam sempre enchendo o saco em varias madrugada. A Paola (Biz), pois se não por fosse você certamente eu teria desistido do Curso. A Kalinka a Nat, e a Paty por me ajudarem imensamente na finalização desse trabalho.A toda a galera do LEEC e LABIC, os dois melhores laboratórios que pude conhecer, pessoas realmente incríveis tanto como pesquisadores como quanto pessoas!! E ao grande amigo e exemplo de pessoas e pesquisador que é o Miltinho, com seu grande espírito de bando do espero sempre fazer parte. À FAPESP (processo 2013/50421-2).
E ao Programa de Formação de Recursos Humanos em Geociências e Ciências Ambientais Aplicadas ao Petróleo – PRH 05/UNESP, ao PFRH/Petrobrás e ao PRH/ANP – FINEP/MCT, pelo apoio acadêmico e financeiro, indispensáveis à realização deste trabalho de conclusão de curso.

RESUMO

As aves estão entre os diversos organismos que podem ser utilizados como bioindicadores para mensurar impactos ambientais. Uma das formas de utilizar o grupo das aves como bioindicador, é compreender como a riqueza e a abundância das espécies são afetados por variáveis locais e da paisagem. Assim, este estudo teve como objetivo caracterizar a avifauna presente em remanescentes de matas ciliares; quantificar a contribuição relativa de variáveis locais e da paisagem que influenciam a riqueza e abundância da avifauna; e identificar as espécies com maior sensibilidade a alterações antrópicas. Para uma análise mais eficiente da avifauna, esse grupo foi divido com relação à sua dependência de ambientes florestais e de ambientes aquáticos. Foram amostradas aves de 12 fragmentos ciliares e calculado métricas de paisagem em seus entorno, no trecho do rio onde a Transpetro tem a intenção de ampliar a Hidrovia Tietê-Paraná, para o transporte de biocombustíveis e derivados de petróleo. As matas ciliares da região tiveram uma riqueza de 178 espécies que mostraram forte relação com variáveis da paisagem, sendo que a porcentagem de água foi a de maior influência sobre a comunidade de uma forma geral. A análise do grupo dependente de ambientes florestais mostra que as matas ciliares da região não possuem uma boa qualidade, mesmo assim, possuem espécies de grande importância para o funcionamento dos ecossistemas e que podem servir como bioindicadoras para mensurar as possíveis alterações provocadas pela hidrovia. Como resultado final, sugerimos espécies bioindicadoras para serem monitoradas e áreas onde possivelmente a riqueza e abundância de aves são maiores, ou mais utilizada por grupos de aves que dependam exclusivamente dos recursos aquáticos, o que torna esses ambientes mais sensíveis a impactos ambientais e que devem receber maior atenção. A partir desses conhecimentos gerado sé possível desenvolver um protocolo de monitoramento,para tornar mais eficientes as ações de mitigação e compensações para eventuais acidentes de contaminação da água e alterações provocadas pela hidrovia, utilizando a avifauna como bioindicadora.

Palavras-chave: Aves, Bioindicador, Impactos ambientais, Hidrovias, Sensibilidade ambiental.

ABSTRACT

Birds are among the various organisms that may be used as bioindicators to measure environmental impacts. One of the ways in which this group may be used as bioindicator is by understanding how species richness and abundances are affected by local and landscape variables. Thus, this study had the objectives of characterizing the bird fauna present in riparian forest remnants; quantifying the relative contribution of local and landscape variables bird species richness and abundance; and identifying the which species are most sensitive to anthropogenic disturbances. For a more efficient analysis of the bird fauna, this group was divided regarding the species' dependence on forest and aquatic environments. A total of 12 riparian forest fragments were sampled and landscape metrics were calculated for their surroundings. The fragments are located in the region where the Transpetro intends to amplify the Tietê-Paraná Waterway for the transportation of biofuel and petroleum derivatives. The riparian forest fragments in this region had a total richness of 178 species, which were strongly dependent on landscape variables, with water percentage exerting the strongest influence on the community in general. The analysis of the forest environment-dependent group shows that the riparian forests in this region are not of a good quality, but even so have species that are important for ecosystem functioning and that may serve as bioindicators to measure the possible changes caused by the waterway. As final result, we suggest bioindicator species to be monitored and areas where bird species richness and abundance may be greater or areas that are more intensely used by bird groups that depend exclusively on aquatic resources, making these environments more susceptible to anthropogenic impacts and thus requiring greater attention. The knowledge generated here enables the development of a monitoring protocol to increase the efficiency of mitigation and compensation measures in the case of possible water contamination accidents and changes caused by the waterway, using the bird fauna as bioindicator.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 7
2 OBJETIVOS 9
3 JUSTIFICATIVA 10
4 MATERIAL E MÉTODOS 11
4.1 Área de estudo 11
4.2 Seleção das Paisagens 11
4.3 Dados da avifauna 15
4.4 Análises estatísticas 19
5 RESULTADOS 20
6 DISCUSSÃO 31
6.1 Avifauna quanto à dependência florestal 33
6.2 Avifauna quanto à dependência de ambientes aquáticos 34
6.3 Aves bioindicadores em ambientes aquáticos 35
6.4 Considerações finais e novas perspectivas 37
7 CONCLUSÃO 38
REFERÊNCIAS 39
Anexos 47
ANEXO A - Tabela : Lista com abundância das espécies em cada fragmento estudado na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil. 47

1 INTRODUÇÃO

O aumento das atividades econômicas e o crescimento populacional aumentam a demanda por recursos naturais, causando diversos danos ao meio ambiente. Esses impactos podem ser definidos como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultantes de atividades humanas. Esses impactos afetam, direta ou indiretamente, a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas; a biota,as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (Resolução do CONAMA n.º 01 de 23/01/86).

Uma das formas de mensurar impactos ambientais é a utilização de indicadores biológicos, também chamados de bioindicadores, os quais são utilizados na avaliação das condições ambientais de uma determinada região (HEINK; KOWARIKI, 2010; DALE; FORTIN, 2014; DALE; BAYELER, 2001; BURGER, 1993; BAGLIANO,2012). Eles podem ainda servir como alerta para as alterações realizadas no meio ambiente, ou ainda para auxiliar no diagnóstico de problemas ambientais. Muitas espécies, de diferentes táxons, podem ser utilizadas como indicadores biológicos. Dentre os critérios para seleção dessas espécies ou indicadores destaca-se: a) ser facilmente observada ou quantificada; b) ser sensível a pressões sobre o sistema; c) responder ao estresse de uma maneira previsível;d) permitir prever as mudanças que podem ser evitadas por ações de gestão;e) realizar muitas interações com outras espécies;f) ter uma resposta rápida, conhecida e com baixa variabilidade a distúrbios, tensões antrópicas e mudanças ao longo do tempo (DALE; FORTIN, 2014; DALE; BEYELER, 2001). Os seguintes grupos taxonômicos se mostraram bioindicadores eficientes: liquens, plantas, insetos, anfíbios, mamíferos e aves (BAGLIANO, 2012; OLIVEIRA, 2004; BURGER, 1993).

As aves apresentam alta eficiência como indicadores da qualidade do meio ambiente, pois representam um dos grupos mais diversos, com taxonomia bem conhecida e de fácil detecção (WHITMAN et al.,., 1998; RODRIGUES; MICHELIN, 2005). O grupo ocupa diferentes níveis tróficos e nichos ecológicos (BURGER, 1993; JONES et al., 2013) e respondem rapidamente as alterações provocadas em seus ambientes (UEZU et al., 2005). Além disso, são de extrema importância ecológica por prestarem diversos serviços ecossistêmicos, como a dispersão de sementes e polinização (HERRERA; GARCIA, 2009; COLE et al., 2011). Essas espécies são utilizadas ainda com indicadores para avaliar a contaminação, ou degradação pela presença de produtos tóxicos no solo, água ou ar,

desmatamentos, derramamentos de petróleo, agrotóxicos, poluição sonora, perda e alteração dos habitats entre outros (RODRIGUES; MICHELIN, 2005; BAGLIANO, 2012).

As alterações provocadas ao ambiente, como a perda de habitat, fragmentação e redução da conectividade, provocam alterações na composição riqueza e abundância da comunidade de aves, afetando de maneira diferente os diversos grupos de aves (MARTENSEN, 2008; MARTENSEN et al.,2012; BANKS-LEITE et al.,2014; JONES, 2013). Em paisagens fragmentadas, as espécies mais restritas a ambientes florestais sofrem uma redução na sua riqueza e abundância, sendo substituídas por espécies mais generalistas e adaptadas às bordas (WILLIS, 1979; WILLIS; ONIKI, 2002). A matriz circundante de fragmentos florestais, muitas vezes classificados como não habitat (como pasto, cana-de-açúcar e eucalipto), tem efeitos diversos sobre a avifauna, podendo prejudicar ou beneficiar diferentes espécies (UEZU; METZGER, 2008). E dependendo da diferença estrutural vegetal do habitat florestal em relação à matriz, esse efeito pode ser mais severo (UEZU; METZGER, 2008). Por esses motivos as aves são consideradas boas indicadoras da integridade dos ecossistemas (MEDEIROS *et al.,*inpress). Entretanto, embora os diversos estudos defendam a importância de características da paisagem sobre a avifauna, outros fatores podem ser particularmente importantes, como é o caso de variáveis locais (BANKS-LEITE et al., 2013; EWERS; BANKS-LEITE, 2013).

Variáveis locais, como a densidade de sub-bosque, altura e cobertura do dossel, composição da vegetação, disponibilidade de recursos, microclima, relevo, influenciam na riqueza e abundância de espécies de aves (LUTHER et al.,2008; STAUFFER; BEST 1980; MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; MEDEIROS *et al.,*inpress; WILLIS, 1979). Variáveis da paisagem também tem efeitos sobre a riqueza e abundância de aves, dentre elas a quantidade de habitat, o tamanho do fragmento, a distância da margem, a porcentagem de vegetação e da água, a conectividade entre outros (ALMEIDA, 1982; ANJOS et al., 2007; ANTUNES, 2005;2008; ANTUNES ; WILLIS, 2003;BANKS-LEITE, 2011;BOSCOLO; METZGER, 2009;MARTENSEN, 2008; MARTENSEN et al., 2012;MEDEIROS *et al.,*inpress);SILVA, VIELLIARD 2004; WILLIS, 1979; UEZU et al., 2005;.

Uma vez que a fragmentação e perda de habitat são tidas como as maiores causas de perda de biodiversidade (FAHRIG 2003), estudar quais as espécies que compõem a avifauna nos fragmentos remanescentes pode nos fornecer informações sobre o estado de conservação dos mesmos. Esse tipo de estudo torna-se ainda mais importante quando se trata das matas ciliares (vegetação arbórea que ocorre na margem dos rios e lagos), uma vez que esse ambiente apresenta uma maior riqueza e abundância de aves quando comparada a ambientes

distantes de rios (ANJOS et al., 2007), além de estarem entre os ambientes mais ameaçados do planeta(CROONQUIST ;BROOKS, 1991; GARCIA et al.,2013).

Essa vegetação desempenha um importante papel na dinâmica dos ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo responsável pela estabilização das margens, filtragem de sedimentos e nutrientes, reserva de biodiversidade e corredores ecológicos em paisagens fragmentadas (LIMA, 1989; BARLING; MOORE,1994; MARTENSEM, 2008). Mesmo sendo um dos ambientes mais produtivos e importantes, sofrem um alto grau de perturbações antrópicas (CROONQUIST; BROOKS, 1991). Os ambientes ribeirinhos são os mais suscetíveis aos impactos causados pela hidrovia, assim como espécies de aves relacionadas ao ambiente aquático (DE LUCA-ABBOTT et al., 2001).

Embora a literatura apresente estudos focando nos efeitos de variáveis locais e da paisagem sobre a avifauna como bioindicadora, praticamente inexistem estudos que avaliem a importância relativa dessas variáveis sobre a diversidade de aves em geral (BANKS-LEITE et al., 2013), particularmente sobre as aves associadas a ambientes aquáticos ou relacionadas à vegetação de mata ciliar. Dessa forma, considerando que esse tipo de ambiente ciliar ou de vegetação aquática está entre os mais ameaçados (GARCIA et al.,2013), é de fundamental importância estudar a composição de espécies de aves que habitam as matas ciliares de fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, e saber quais são as principais características locais e da paisagem que influenciam na distribuição dessas espécies. Da mesma forma, é essencial definir uma estratégia espacial que permita identificar, de forma ecologicamente embasada (VOS et al., 2001), quais áreas ou espécies seriam mais sensíveis aos impactos antrópicos.

Dessa forma, conhecer as espécies presentes nesses ambientes ciliares mais sensíveis é o passo inicial para o estabelecimento de protocolos de monitoramento de impactos poluidores de ambientes de matas ciliares, da vegetação aquática, da água e da biota associada. Ao estabelecer a relação entre a composição das espécies e a paisagem ao redor dos corpos d'água, é possível identificar quais ambientes seriam mais sensíveis a uma possível contaminação da água e para onde deveriam ser direcionados esforços de monitoramento e mitigação de possíveis acidentes.

2 OBJETIVOS

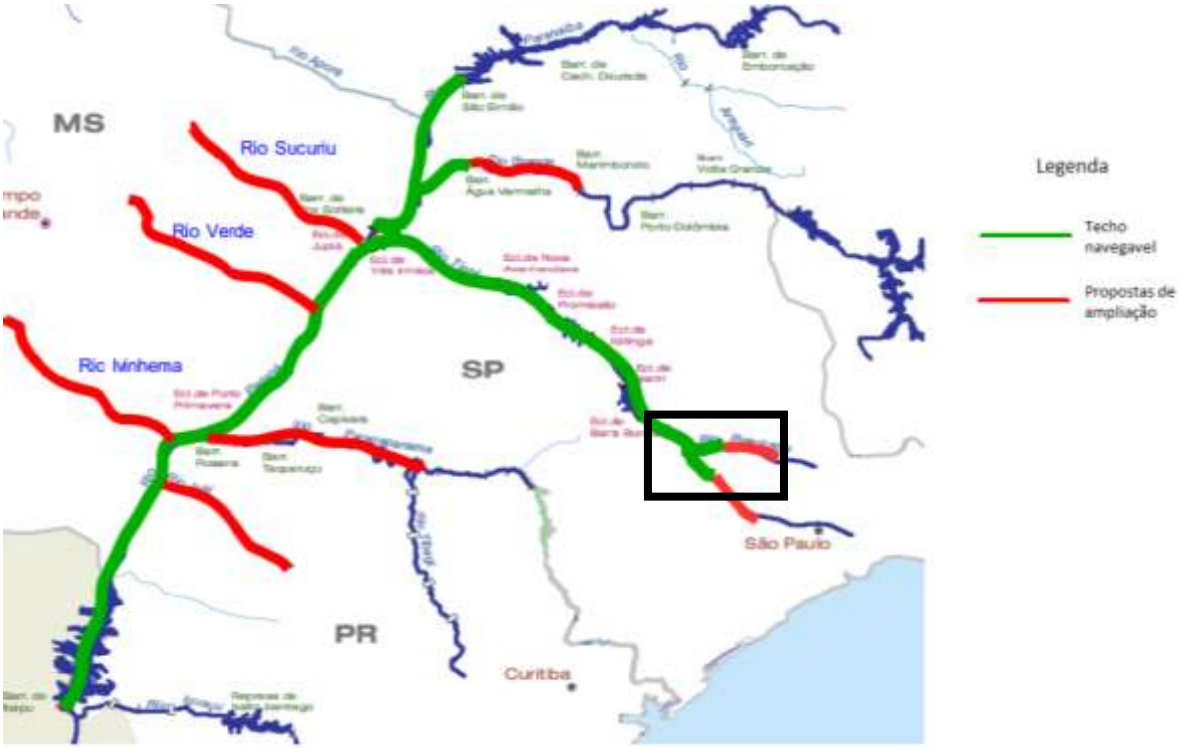
Com o objetivo de gerar informações relevantes para o desenvolvimento de um protocolo de monitoramento e ações de mitigação de possíveis acidentes de contaminação da água, utilizando a avifauna como indicadora, este estudo tem como objetivos específicos: a)

caracterizar a avifauna presente nos remanescentes de matas ciliares dos rios Piracicaba e Tietê, a montante da barragem de Barra Bonita e a jusante dos municípios de Piracicaba e Conchas; b) quantificar a contribuição relativa de variáveis locais e da paisagem que influenciam a riqueza e abundância da avifauna e dos diferentes grupos funcionais; c) identificar as espécies com maior sensibilidade a alterações antrópicas.

3 JUSTIFICATIVA

A Transpetro e o governo brasileiro pretendem ampliar o fluxo de embarcações e a extensão da hidrovia Tietê-Paraná nos rios Piracicaba (55 km) e Tietê (200 km). A principal finalidade será promover o transporte de biocombustíveis e derivados de petróleo, visando aumentar a competitividade junto ao mercado exterior com a redução nos preços devido ao custo inferior do modal hidroviário. Embora o transporte hidroviário seja o modal que causa menor impacto ambiental (PEREIRA, 2007),assim como qualquer intervenção antrópica ele trará riscos e causará impactos aos ambientes naturais. Além dessa ampliação, existem diversos outros projetos para a ampliação da hidrovia Tietê-Paraná. (Figura 1)

Figura 1: Hidrovia Tietê-Paraná com propostas de ampliação, com destaque para a região de estudo (retângulo preto).



Fonte: adaptado de Agência nacional de Transportes (ANTAQ 2012)

As obras para a viabilização da hidrovia nessa região causaram grandes alterações ambientais nos rios da região como, por exemplo: mudança na velocidade da correnteza do rio, aumento na profundidade e distanciamento entre margens e inundação de ambientes ribeirinhos, sendo que essas alterações podem causar grandes impactos a fauna local (ANTAS, 1994; CAMPBELL, 1998; HASS, 2002). Durante o processo de operação, o principal risco envolvido é o de acidentes, que dependendo do tipo de carga, podem contaminar os ambientes aquáticos causando sérios danos ambientais (FERREIRA, 2000). Visando reduzir e compensar os danos causados por empreendimentos como esse, devem ser criados mecanismos que possam mensurar os impactos causados ao meio ambiente. Existem poucos estudos prévios a esse tipo de empreendimento, sendo que a maior parte dos dados utilizados como referência são originários de levantamentos rápidos realizados em estudos de impacto ambiental (HASS, 2002).

Para o uso eficiente da avifauna como bioindicadora aos impactos da hidrovia, primeiramente devemos compreender as variáveis que afetam sua distribuição, riqueza e abundância.O conhecimento sobre a comunidade de aves na região e os principais fatores que influenciam sua diversidade e abundância, servirá de base para orientar ações mitigatórias e compensatórias mais eficientes. Além disso, o monitoramento constante da comunidade de aves poderá servir como indicador para a eficiência dessas ações.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 **Área de estudo**

A área de estudo é a Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, entre os municípios de Piracicaba-SP e Barra Bonita-SP, e do Rio Tietê, entre os municípios de Conchas-SP e Barra Bonita-SP (Figura 1). As matas ciliares da região são escassas e na maior parte foi substituída por plantações de cana-de-açúcar, laranja ou pastagens. De acordo com Köppen e Geiger, o clima na região de estudo é classificado como Cfa e tem temperatura média de 21,3°C. A pluviosidade média anual é 1.267 mm. A Figura 2 apresenta a localização, tamanho e códigos de indentificação das áreas amostradas.

4.2 **Seleção das Paisagens**

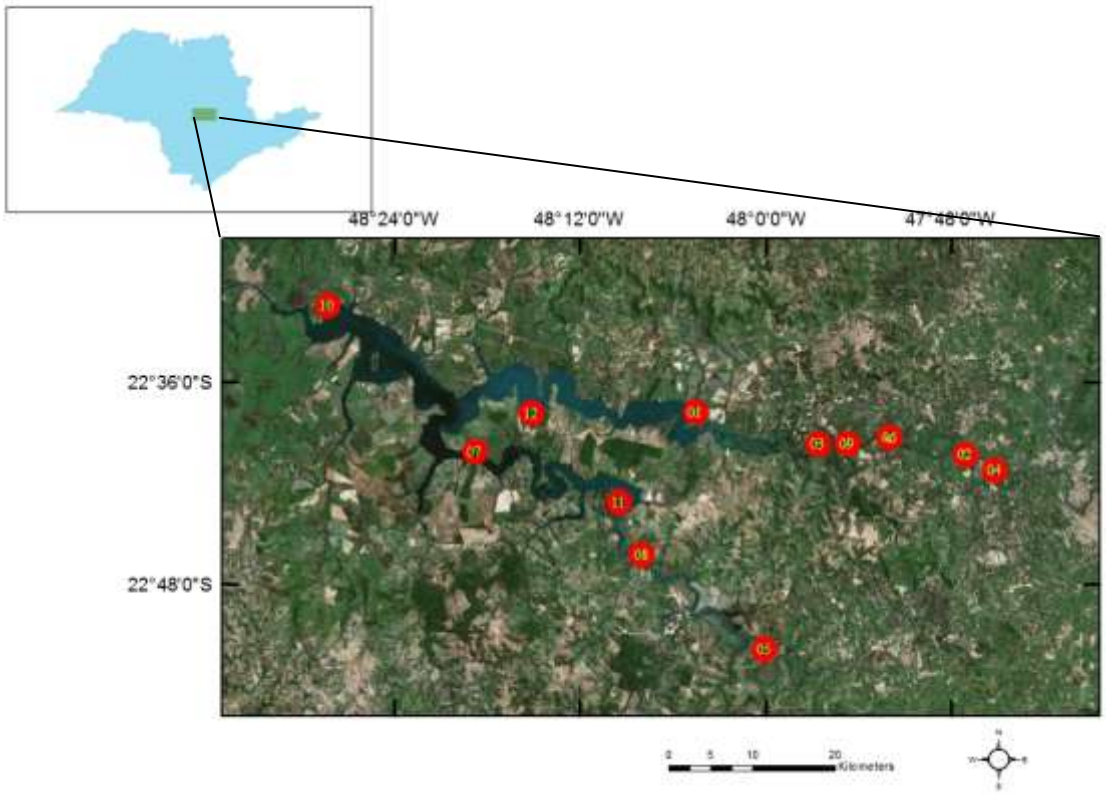
Foram selecionados 12 fragmentos de mata ciliar ao longo da área de estudo, com tamanho variando de 0,89 a 354,28 ha (média 65,37; ver Tabela 1). Em torno de cada fragmento foi definida uma paisagem utilizando um radio de 1000 m a partir do ponto de

amostragem. Essas áreas (paisagens) estavam num gradiente de porcentagem de cobertura de mata secundária de 6,90% a 40,37% (média 16,28%), e porcentagem de vegetação aquática variando entre de 0 a 17,42% (média 2,59%) . Cada fragmento amostrado estava a uma distância mínima de 2 km uns dos demais para minimizar a auto-correlação espacial (DALE; FORTIN, 2014).

Tabela 1-Localização e distribuição das áreas (ha) dos fragmentos selecionados para amostragem de avifauna e avaliação dos efeitos locais e da paisagem na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes a Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.

Local	Área do Fragmento (ha)	Município	Coordenadas
F1	0,89	Santa Maria da Serra	22°37'46,00"S 48° 4'31,75"W
F2	13,42	Piracicaba	22°37'46,00"S 48° 4'31,75"W
F3	30,66	Águas de São Pedro	22°39'37,81"S 47°56'37,48"W
F4	31,47	Piracicaba	22°41'11,77"S 47°45'14,92"W
F5	15,51	Conchas	22°51'46,88"S 48° 0'8,49"W
F6	54,39	Águas de São Pedro	22°39'15,34"S 47°52'0,86"W
F7	47,92	Botucatu	22°40'6,11"S 48°18'46,48"W
F8	60,14	Anhembi	22°46'31,21"S 48° 7'29,28"W
F9	44,99	Águas de São Pedro	22°39'34,53"S 47°54'41,69"W
F10	82,70	Barra Bonita	22°31'47,03"S 48°28'33,18"W
F11	48,02	Anhembi	22°43'8,40"S 48° 9'31,37"W
F12	354,28	Botucatu	22°37'47.53"S 48°15'8.61"W

Figura 2-Localização das paisagens onde foi realizado estudo sobre efeito de variáveis locais e da paisagem sobre avifauna em ambientes de matas ciliares e vegetação aquática, São Paulo, Brasil.

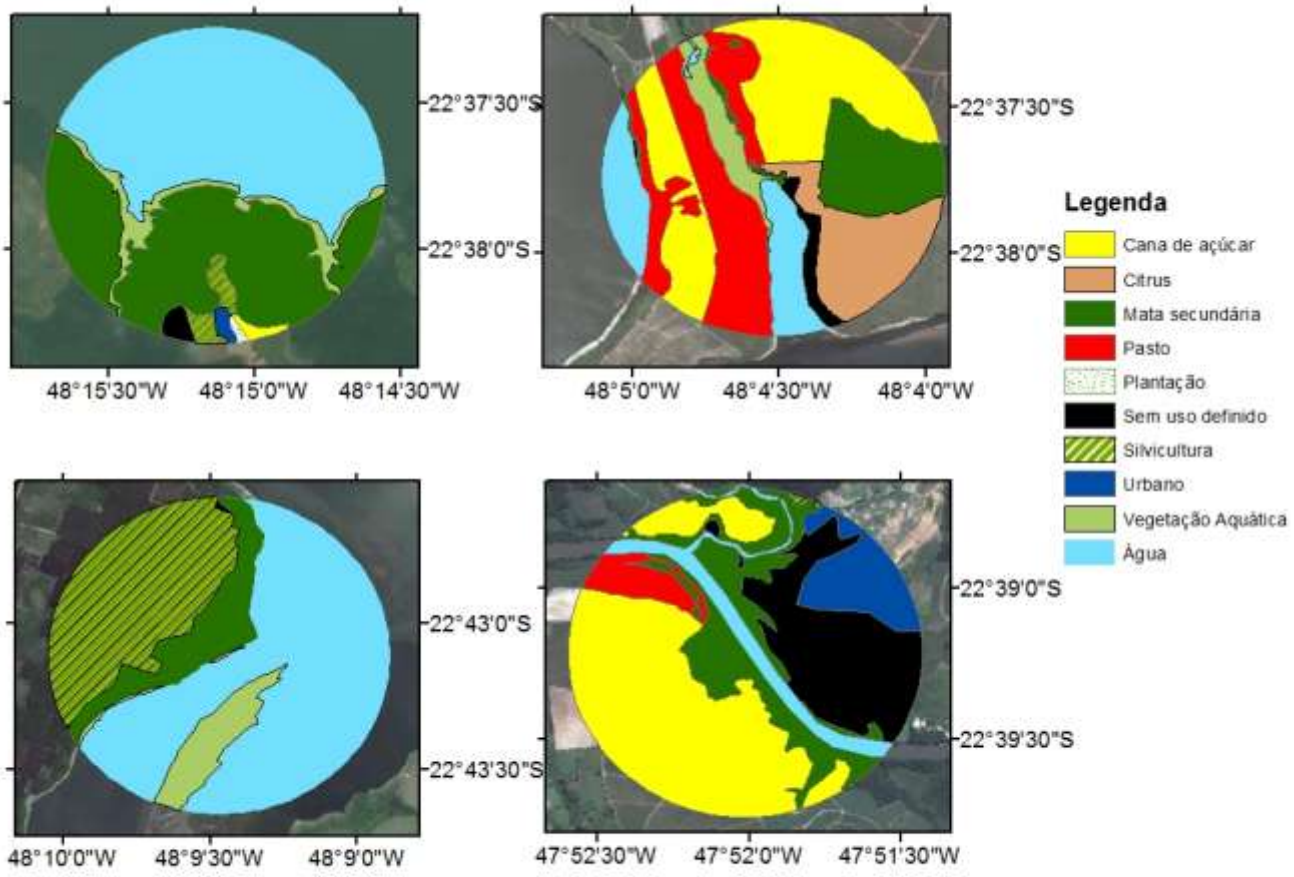


As variáveis da paisagem foram obtidas a partir de mapas de cobertura vegetal e uso das terras derivados, que por sua vez foram gerados a partir de imagens de alta resolução (1m) disponíveis no Google Earth. O mapeamento foi realizado numa área circular de 1000 m definida a partir do ponto de amostragem de cada paisagem. Para cada paisagem foram calculadas as porcentagens de: habitat (fragmentos florestais em estágio secundário de sucessão), cana-de-açúcar, pasto, silvicultura, citricultura, outros cultivos, água, vegetação aquática, áreas urbanas, áreas de brejos ou alagadiças. A Figura 3 ilustra o mapeamento de quatro paisagens amostrais. Foram ainda medidas as distâncias entre as áreas amostrais e a margem oposta do rio e determinado se havia influência da barragem de Barra Bonita. Essa determinação foi feita com base em imagens de satélite verificando alterações na largura e formato do rio. Essa última informação foi posteriormente validada em campo, com base na formação de diques marginais que são formados pela deposição de sedimentos quando o rio está em seu ciclo natural (WOLFERT et al., 2002). A ausência desses diques indica uma alteração no ciclo de inundações, o que consideramos como influência da barragem, uma vez

que os rios sem influência do reservatório na região apresentam tal formação (observação de campo). Para a etapa de mapeamento e análises dentro do Sistema de Informação Geográfica (SIG), foi adotado o sistema de coordenadas UTM, com datum Sad69. O mapeamento e classificação das imagens foram realizados no Quantum GIS Versão 1.8, sendo utilizadas imagens de alta resolução (~ 1 m) do Google Earth como referência. A escala de mapeamento foi compatível com 1:5.000, sendo que a classificação foi validada extensivamente em campo.

Para avaliar as variáveis locais da estrutura da vegetação, em cada paisagem foram delimitadas seis parcelas circulares, com raio de 5 metros, próximos aos locais de instalação das redes, onde foram mensuradas: (1) o número de indivíduos arbóreos com DAP superior a 10 cm, (2) número de indivíduos arbóreos com mais de 1,5 metros de altura e DAP inferior a 10 cm, (3) número de indivíduos arbóreos com marcas de quatis e gambás, e (4) altura do dossel (5) presença de gado no interior do fragmento. Para a comparação entre as paisagens, utilizamos a média simples das contagens realizadas dentro de cada parcela de um mesmo fragmento.

Figura 3: Classificação de quatro dos 12 fragmentos selecionados na área de estudo, localizada na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.



4.3 **Dados da avifauna**

Os dados sobre a diversidade local de aves foram obtidos utilizando o método de amostragem por pontos fixos (CULLEN et al., 2003). Cada fragmento foi amostrado quatro vezes em diferentes períodos do ano, de forma a representar as estações seca e chuvosa. Foram feitas duas amostragem em cada estação.

Foram anotadas todas as aves que foram visualizadas ou reconhecidas por meio de vocalizações, evitando-se a contagem de um mesmo indivíduo mais de uma vez. Os pontos

foram selecionados de maneira a permitir uma visão do interior do fragmento e do rio ao mesmo tempo, a uma distância mínima de 50 m da borda do fragmento. Foram realizadas quatro sessões consecutivas de amostragens num mesmo dia de levantamento, sendo que cada uma delas teve duração de 30 minutos, totalizando 2 h de amostragem por dia. O esforço total foi de 6 horas de pontos fixos por fragmento e 72 horas para toda a região. Além da riqueza, foi também estimada a abundância das aves, uma vez que o método por pontos fixos apresenta um bom desempenho para a amostragem de abundância de espécies em comunidades de aves (ESTADES et al., 2006). Além dessa amostragem por pontos fixos, foram também levantados dados por redes neblinas (dados não analisados).

Grupos funcionais: dependência florestais e de ambientes aquáticos

Para uma melhor compreensão da distribuição das aves elas foram tanto a comunidade como um todo (riqueza e abundância totais), além de terem sido separadas em dois grupos funcionais (METZGER, 2006; MARTENSEN et al., 2012) com base na: (a) dependência de ambientes aquáticos e (b) dependência de ambientes florestais. A classificação nos grupos funcionais baseou-se nos dados de literatura (ANJOS, 2007; WILLIS, 1979; STOTZ et al., 1996) e observações pessoais.

As aves registradas foram divididas em três categorias de acordo com sua dependência a ambientes aquáticos ou matas ciliares:

- Alta: Aves que só ocorrem em ambientes aquáticos ou matas ciliares;
- Intermediária: Aves que não dependem de ambientes aquáticos ou matas ciliares, mas utilizam recursos aquáticos quando presentes nesse ambiente;
- Baixa: Aves que não se utilizam ou dependem de ambientes aquáticos e matas ciliares.

Também foram analisadas três categorias de acordo com sua dependência de floresta e, portanto, sensibilidade à fragmentação ou alterações na vegetação:

- Alta: Aves que ocorram exclusivamente em ambientes florestados;
- Intermediária: Aves que tem preferência por ambientes florestados, mas conseguem suportar grandes alterações nos ambientes.

- Baixa: Aves que não dependem de ambientes florestados, preferindo ambientes abertos como campos naturais ou pastagens.

Grupos de aves indicadores

As aves com alta dependência de ambientes aquáticos serão classificadas segundo sua forma de forrageio, baseado no proposto por NTIAMOA-BAIDU(1998), para uma melhor avaliação sobre as potenciais bioindicadoras, pois cada um desses grupos será afetado de maneira diferente (Figura 4). As espécies foram divididas em oito grupos:

Grupo 1: Aves de rapina- são representados pelas águias, falcões e gaviões. São predadores topo de cadeia oportunistas, que podem sofrer com a ingestão de peixes mortos devido a contaminação. Por serem topo de cadeia sofrem tanto com a redução em suas presas quanto com a acumulação de poluentes.

Grupo 2: Passeriformes- Aves de pequeno porte que habitam proximidades de ambientes aquáticos como capinzais, taboais, brejos e matas ciliares, sendo restritos a esses ambientes. Em sua maioria são insetívoros, mas também se alimentam de sementes de gramíneas.

Grupo 3: Patos herbívoros - São representados por patos, marrecas e frangos d´agua. Nadam sobre a superfície da água graças a um óleo produzido pela glândula uropigiana, que impermeabiliza suas penas. Sua alimentação é de vegetação aquática (incluindo raízes) e pequenos invertebrados. Normalmente são encontradas em bandos e são alvos de caça principalmente *Netta peposaca.*

Grupo 4: Limícolas- aves que caminham sobre regiões brejosa, alagadiças, vegetação aquática e águas rasas. Não nadam e se alimentam de pequenos invertebrados que podem ser capturados na superfície do substrato ou enterrados na lama. Fazem parte desse grupo aves como maçaricos e saracuras.

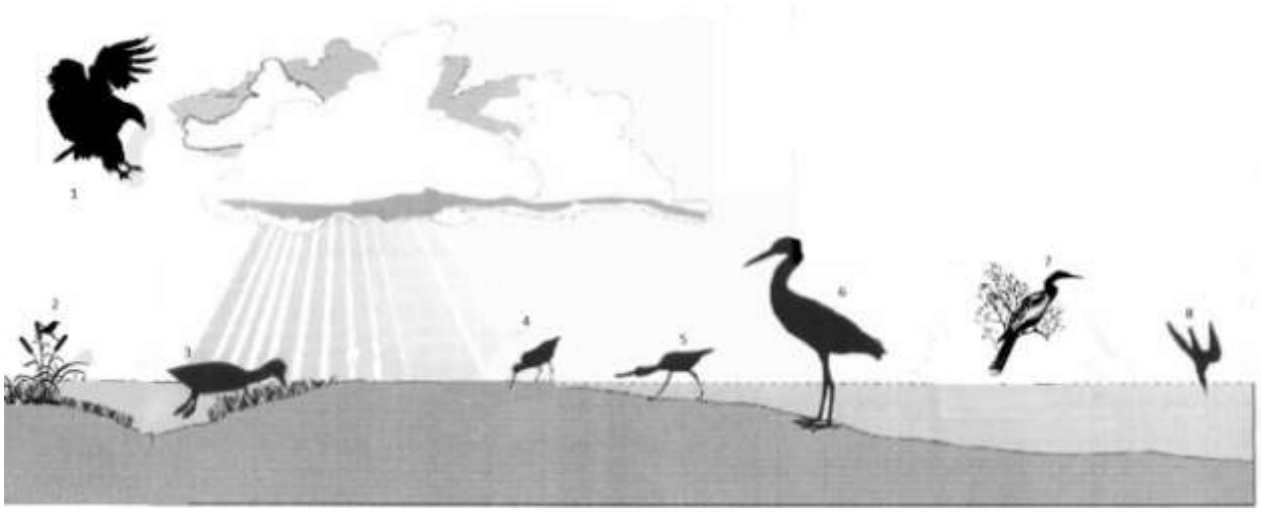
Grupo 5: Filtradores- São aves que se alimentam filtrando lama e água em busca de pequenos animais que possam estar nesse substrato. Esse grupo é representado pelo Colhereiro (*Platalea ajaja*).

Grupo 6: Garças- Aves que se alimentam de peixes e pequenos vertebrados, possuem pernas longas e pescoço comprido e ficam aguardando a aproximação de suas presas nas margens, bancos de areia e vegetação aquática que possa sustentar seu peso.

Grupo 7: Pescadores mergulhadores- aves que realizam uma busca ativa por peixes e outros vertebrados, possuem uma grande capacidade respiratória podendo ficar submersos por alguns minutos. Pertencem a esse grupo os Biguas e mergulhão caçador.

Grupo 8: Martins- Aves piscívoras que pescam ativamente com mergulhos que podem partir de poleiros próximos a água ou de um sobrevôo pela área de forrageio.Localizam suas presas visualmente, por isso dependem da turbidez da água para capturar os alimentos e em épocas mais chuvosas recorrem a invertebrados para suprir suas necessidades alimentares.

Figura 4 - Ilustração dos grupos de aves com alta dependência de ambientes aquáticos considerados neste estudo: 1- aves de rapina; 2- passeriformes; 3- patos herbívoros; 4- limícolas; 5- filtradores; 6- garças; 7- pescadores mergulhadores; 8- martins.



Fonte: adaptado de NTIAMOA-BAIDUet al., 1998.

4.4 **Análises estatísticas**

As variáveis respostas das análises estatísticas foram riqueza, abundância total e abundância de grupos funcionais. As variáveis explanatórias foram as associadas à de paisagem (tipo de vegetação, tamanho do fragmento, distância até a outra margem do rio, proximidade da barragem do reservatório de Barra Bonita, porcentagem de floresta, porcentagem de água e porcentagem de vegetação aquática) e variáveis locais (altura do dossel, distribuição de diâmetro das árvores e presença de gado - Tabela 2). Essas variáveis explanatórias compuseram uma lista de modelos concorrentes, utilizando-se apenas uma variável explanatória por modelo. Apenas modelos ecologicamente relevantes foram testados. Isso permitiu avaliar a contribuição relativa dos modelos baseados na paisagem e em variáveis locais em explicar as variáveis respostas. Para os dados de riqueza utilizamos a distribuição de Poisson, enquanto para a abundância adotou-se a distribuição normal dos dados (MARTENSEN et al., 2012). Para garantir que os modelos foram melhores que o acaso, inclui-se um modelo neutro na lista de modelos concorrentes para competir, o qual refere-se à ausência de efeitos (MARTENSEN et al., 2012).

As análises foram realizadas pelos Critérios de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM; ANDERSON, 2002) no pacote bbmle da linguagem R. A Tabela 2 apresenta a lista de modelos concorrentes e quais as variáveis explanatórias foram utilizadas.

Tabela 2- Modelos concorrentes considerando uma ou duas variáveis explanatórias utilizando as variáveis resposta riqueza, abundância total e grupo funcional para a avifauna coletada na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná. O Modelo de não efeito representa a ausência de efeito.

Modelo	Variáveis Explanatórias	Significado biológico para o modelo
M0	Nullmodel	Ocorrência ao acaso (modelo de não efeito)
M1	Forest type	Qualidade da vegetação
M2	Canopy heigth m	Qualidade da vegetação
M3	DBH cm	Qualidade da vegetação
M4	Cattle presence	Efeito de perturbação
M5	Patch size	Efeito de área

M6	Dist. opposite margin	Efeito do Reservatório
M7	Reseivour influence	Efeito do Reservatório
M08	Water %	Heterogeneidade da paisagem
M09	Forest %	Heterogeneidade da paisagem
M10	Acquatic vegetation %	Heterogeneidade da paisagem

Por considerar que algumas relações entre variáveis respostas e explanatórias podem não ser lineares, nas análises dos dados foram considerados tanto modelos lineares, como não lineares nas estimativas dos parâmetros das regressões. Para avaliar as múltiplas hipóteses concorrentes, modelos com ΔAICc< 2 ou com wAICc (peso do AICc) > 10% foram considerados como igualmente plausíveis de explicar os padrões (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

5 RESULTADOS

Para toda a região analisada foram registrados 2.988 indivíduos, pertencentes a 178 espécies de aves, de 58 famílias e 23 ordens (Tabela3). Dessas espécies, 112 espécies (63%) possuem uma baixa dependência de ambientes florestais, 61 dependência intermediária (34%) e apenas 12 (7%) são de ambientes tipicamente florestais. Em relação à dependência de água, 114 (64%) não apresentam dependência, 21 (12%) espécies são de dependência intermediária e 50 (28%) são restritas a ambientes aquáticos. De acordo com a fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo 2009, as espécies *Busarellus nigricollis*e, *Synallaxis albescens* constam como em perigo crítico (CR). *Jabiru mycteria* e *Sarcoramphus papa* constam como em perigo (EN) e *Sporophila collaris* como vulnerável (VU).

A espécie mais abundante registrada pelo método de ponto fixo foi Pombão *(Patagioenas picazuro;* N=101; min=4, máx=11 por fragmento). Em relação as aves com dependência de ambiente aquático a mais abundante foi o Garça Moura (*Ardea cocoi*; N=74; min=3, máx=10 por fragmento*)*. A riqueza total variou de 68 a 106, enquanto a abundância variou de 166 a 327 indivíduos (ANEXO 1). A Tabela 3 apresentam a riqueza e abundância total, e para os grupos funcionais em relação à dependência florestal e a Tabela 4 apresenta a riqueza e abundância de aves segundo sua dependência de ambiente aquático.

Tabela 3-Riqueza(S) e abundância (Abd) encontradas nos diferentes fragmentos de mata ciliar na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, Brasil. a) total de aves; b) aves com relação a dependência florestal.

a)			b)					
Community			S - dependência de floresta			Abd - dependência de floresta		
Fragment	S total	Abd total	Baixa	Intermediaria	Alta	Baixa	Intermediaria	Alta
F1	90	299	56	32	2	204	92	3
F2	68	285	36	31	1	160	123	2
F3	76	269	46	29	1	178	90	1
F4	75	226	47	27	1	136	89	1
F5	74	166	50	22	2	113	51	2
F6	73	260	42	27	4	146	108	6
F7	85	269	58	25	2	189	77	3
F8	77	197	48	28	1	131	65	1
F9	106	327	60	41	5	179	142	6
F10	79	216	51	28	0	129	87	0
F11	94	255	57	34	3	169	83	3
F12	84	219	55	27	2	143	73	3

Tabela 4-Riqueza (S) e abundância (Abd) de aves encontrada nos fragmentos de mata ciliar, classificadas de acordo com sua dependência de ambientes aquáticos,região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.

	S - Dependência de água			Abd - Dependência de água		
Fragment	Baixa	Intermediaria	Alta	Baixa	Intermediaria	Alta
F1	52	12	26	162	53	84
F2	42	10	16	156	51	78
F3	35	12	29	102	50	117
F4	48	12	15	132	43	51
F5	40	12	22	85	31	50
F6	50	10	13	177	42	41
F7	44	16	25	150	43	76
F8	39	10	28	76	23	98
F9	64	13	29	196	45	86
F10	46	12	21	117	31	68
F11	47	12	35	113	34	108
F12	53	13	18	141	30	48

Efeitos de variáveis locais e da paisagem

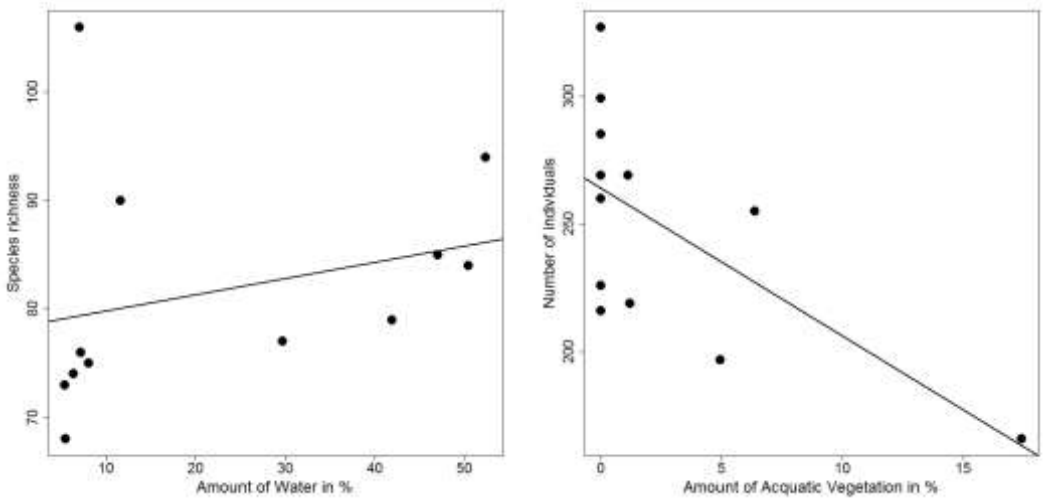
Ao se comparar as variáveis locais e da paisagem, tanto a riqueza total quanto a abundância total das aves obtiveram melhores relações com variáveis da paisagem (Tabela 5), sendo a porcentagem de vegetação aquática mais importante para explicar a abundância (wAIC=0,64), enquanto a porcentagem de água melhor para explicar a riqueza total (wAICc=0,21)(Figura 5).

Tabela 5 - Modelos selecionados para explicar o número de indivíduos (abundância) e riqueza total de aves em paisagens nas margens do rio Piracicaba e Tietê, SP. Os melhores modelos estão indicados em negrito, enquanto modelos igualmente plausíveis (ΔAICc<2) estão sublinhados. Os modelos estão organizados em escalas locais e de paisagem.

Grupos	Modelos		Número de indivíduos		Riqueza total	
		df	ΔAICc	wAICc	ΔAICc	wAICc
	Nullmodel	3	4,4	0,05	3,3	0,03
Local	Forest type	4	10,9	0,00	3,2	0,03
	Canopy heigth m	3	6,3	0,02	0,5	0,10
	DBH cm	3	6,4	0,02	1	0,08
	Cattle presence	3	6,3	0,04	1,9	0,08
Paisagem	Patch size	3	5,8	0,04	1,90	0,08
	Dist. opposite margin	3	4,9	0,07	1,90	0,08
	Reseivour influence	3	6,5	0,02	0,4	0,10
	Water %	3	5,9	0,06	**0**	**0,21**
	Forest %	3	6,5	0,02	0,2	0,11
	Acquatic vegetation %	3	**0**	**0,64**	0,8	0,09

ΔAICc = Diferença do AICc de um determinado modelo em relação ao melhor modelo (indicado com ΔAICc=0); wAICc = peso do AICc de cada modelo para explicar as variáveis respostas.

Figura 5- Melhores modelos para explicar a riqueza total e abundância total da avifauna da região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.

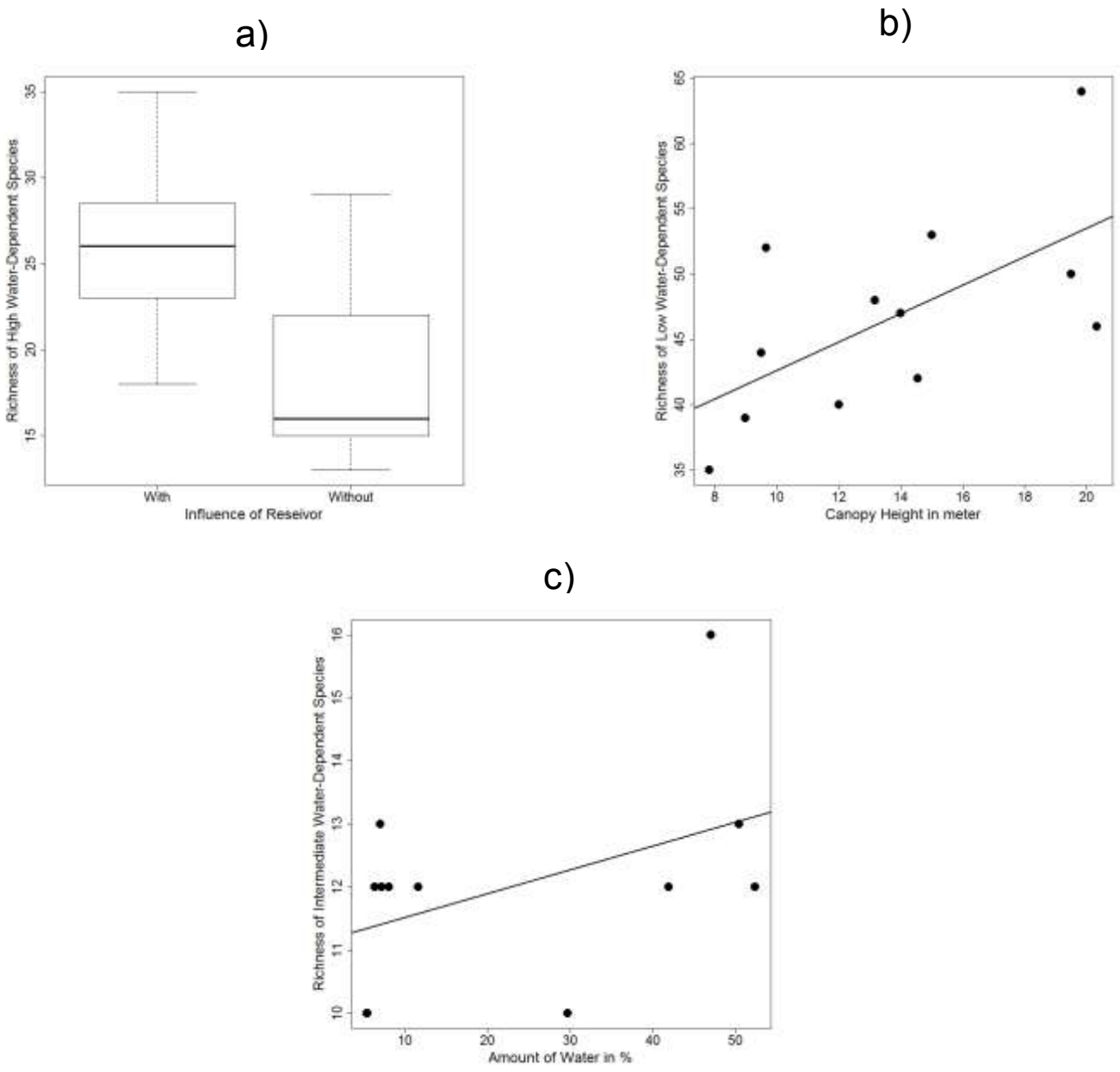


Analisando a riqueza de aves, com relação às categorias de dependência de ambientes aquáticos, nota-se que a riqueza de aves com baixa dependência de ambientes aquáticos está positivamente relacionada com a altura do dossel (wAICc=0,55; Tabela 6, Figura 6b). Já a riqueza de aves com alta dependência de ambientes aquáticos foi mais influenciada pelo reservatório de Barra Bonita (wAICc=0,30, Tabela 6, Figura 6a), sendo maior em locais onde o rio se encontrava represado. Aves com dependência intermediária tiveram uma maior riqueza nos locais com maior porcentagem de água na paisagem (wAICc=0,25, Tabela 6,Figura 6c).

Tabela 6- Modelos selecionados para explicar a Riqueza total de aves em relação à dependência de ambientes aquáticos e de ambientes florestados na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná. Os melhores modelos estão indicados em negrito, enquanto modelos igualmente plausíveis (ΔAICc<2) estão sublinhados.Os modelos estão organizados em escalas locais e de paisagem, além de ser apresentado o modelo nulo.

Grupo	Modelos		Baixa dependência de água		Dependência intermediária de água		Alta dependência de água		Baixa dependência florestal		Dependência Florestal Intermediária		Alta dependência Florestal	
		df	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	AICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight
	Nullmodel	3	5,8	0,03	2,7	0,07	2,6	0,08	2,8	0,07	4,2	0,03	1,9	0,07
Local	Forest type	4	8,5	0,01	6	0,01	6,3	0,01	4,2	0,03	5,6	0,01	6,8	0,01
	Canopy heigth m	3	**0**	**0,55**	2,4	0,07	2,4	0,09	3,7	0,04	0,7	0,17	0,4	0,16
	DBH cm	3	3,4	0,10	1,9	0,10	1,5	0,14	3,5	0,04	2,3	0,06	**0**	**0,20**
	Cattle presence	3	5,3	0,04	2,6	0,07	1,6	0,13	3,7	0,04	3,2	0,06	2,3	0,06
Paisagem	Patch size ha	3	5	0,05	2,3	0,08	3,5	0,05	3,1	0,07	3,1	0,08	2,5	0,06
	Dist. opposite margin	3	5,8	0,03	2	0,09	4	0,04	2,5	0,08	3,3	0,07	0,8	0,13
	Reseivour influence	3	5,1	0,04	1,5	0,12	**0**	**0,30**	1,3	0,15	3,5	0,07	0,7	0,14
	Water %	3	5,8	0,03	**0**	**0,25**	2,8	0,07	**0**	**0,35**	3,8	0,06	2,2	0,07
	Forest %	3	4,2	0,07	2,1	0,09	4	0,04	2,3	0,09	3	0,07	2,3	0,06
	Acquatic vegetation %	3	4,4	0,06	2,8	0,06	3,6	0,05	3,7	0,04	**0**	**0,31**	2,5	0,06

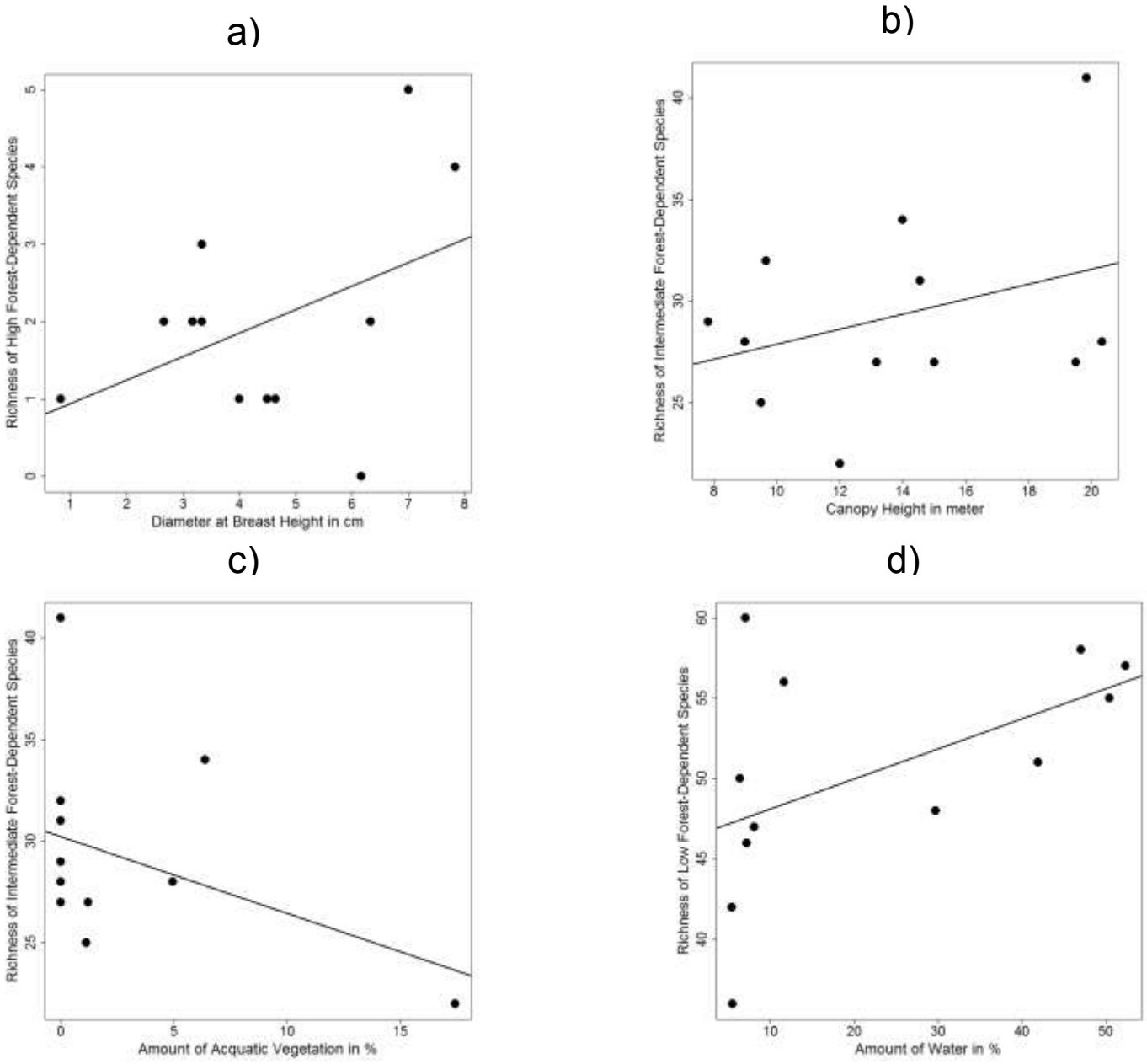
Figura 6 - Melhores modelos para explicar a riqueza de aves para diferentes níveis de dependência de ambientes aquáticos, na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.



Com relação à dependência florestal, as variáveis que mais influenciaram a riqueza foram o DAP (wAICc=0,20; Tabela 6), sendo observada relação positiva para alta

dependência (Figura 7a), altura do dossel com relação positiva para dependência intermediária (wAICc=0,17; Figura 7b). Já para porcentagem de ambientes aquáticos na paisagem observou-se relação negativa (wAICc=0,31)para dependência intermediária (Figura 7c)e porcentagem de vegetação aquática com relação positiva (wAICc=0,35) para espécies com baixa dependência (Figura 7d).

Figura 7-Melhores modelos para explicar a riqueza de avifauna por nível de dependência florestal, na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil

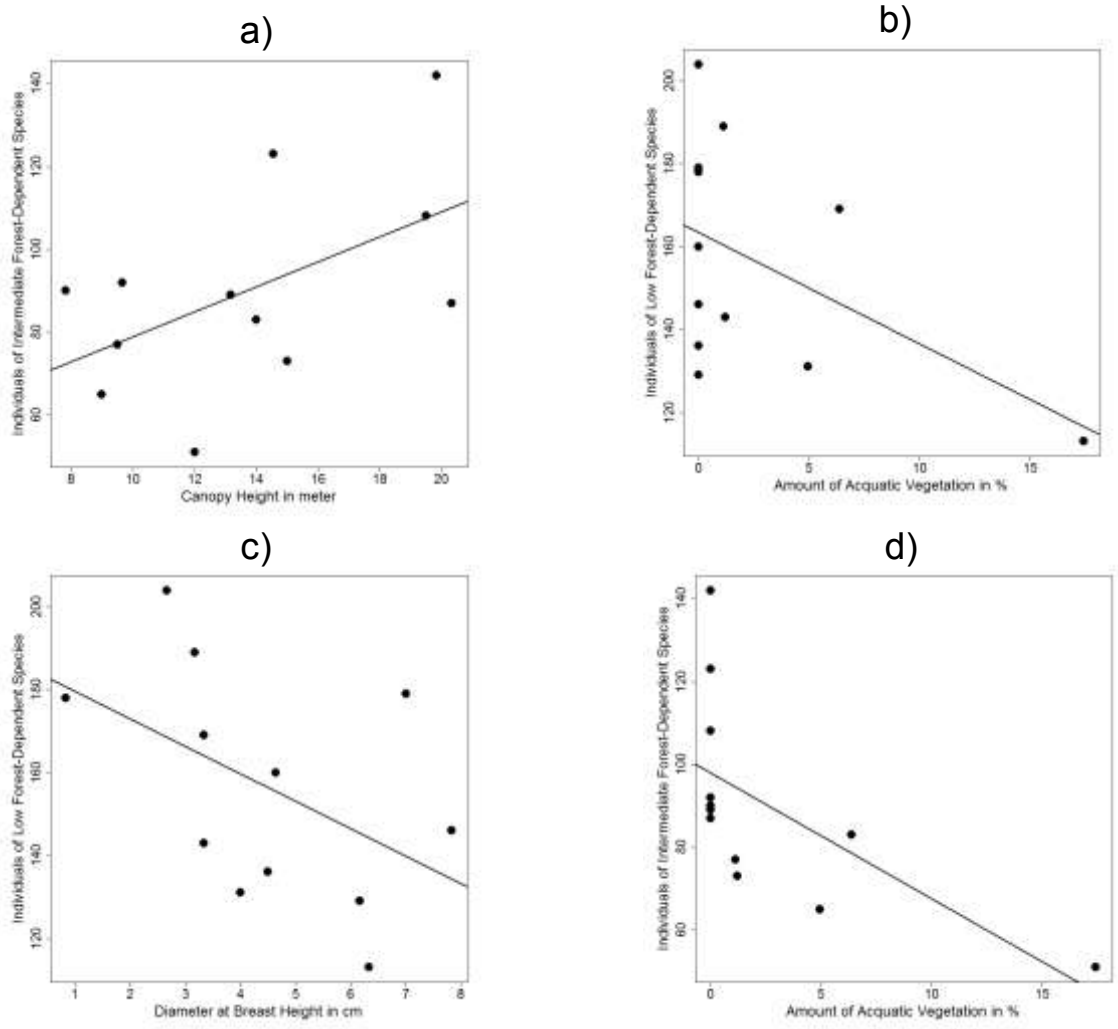


A abundância das espécies com dependência florestal intermediária se relacionou positivamente com a altura do dossel (wAICc=0,16), e negativamente com a porcentagem de vegetação aquática (wAICc=0,45) (Figura 8a e 8d). A abundância de aves das espécies com baixa dependência florestal foi negativamente correlacionado com o número de árvores com DAP maior que 30cm (wAICc=0,22) e a porcentagem de vegetação aquática(wAICc=0,35) (Figura 8b e 8c). Para as espécies com alta dependência florestal o número de árvores com DAP superior a 30 cm apresentou uma relação positiva (wAICc=0,20), porém o modelo nulo foi igualmente plausível.

Tabela 7 - Modelos selecionados para explicar a abundância de aves em relação à dependência de ambientes aquáticos e de ambientes florestados na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná. Os melhores modelos estão indicados em negrito, enquanto modelos igualmente plausíveis (ΔAICc<2) estão sublinhados.Os modelos estão organizados em escalas locais e de paisagem, além do modelo nulo.

Grupos	Modelos		Baixa dependência de água		Dependência intermediária de água		Alta dependência de água		Baixa dependência Florestal		Dependência Florestal intermediária		Alta dependência Florestal	
		df	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight	ΔAICc	weight
	Nullmodel	3	5,4	0,03	4,7	0,03	3,6	0,07	6,7	0,02	4,1	0,06	**1,7**	**0,08**
Local	Forest type	4	9,2	0,00	7,9	0,01	9,2	0,00	7,8	0,01	8	0,01	7	0,01
	Canopy heigth m	3	1,7	0,18	4,6	0,03	2,7	0,11	3,9	0,08	2	0,16	0,2	0,17
	DBH cm	3	3,9	0,06	4,1	0,04	**0**	**0,42**	0,7	0,22	4,8	0,04	**0**	**0,20**
	Cattle presence	3	3,4	0,08	4,3	0,03	3,7	0,06	4,5	0,04	5,9	0,02	2,7	0,05
Paisagem	Patch size	3	5,4	0,03	2	0,10	4	0,06	4,2	0,04	5,4	0,03	2,7	0,05
	Dist. opposite margin	3	4,7	0,04	**0**	**0,27**	5,4	0,03	3,9	0,08	4,8	0,04	1	0,12
	Reseivour influence	3	3,6	0,07	3,9	0,04	1,9	0,16	3,7	0,08	3,3	0,08	0,8	0,13
	Water %	3	4,7	0,04	0,3	0,24	5,3	0,03	4,9	0,04	3,7	0,07	2,3	0,06
	Forest %	3	5,2	0,03	2,8	0,07	4,9	0,04	4,8	0,04	5,9	0,02	2,3	0,06
	Acquatic vegetation %	3	**0**	**0,43**	1,1	0,16	5,3	0,03	**0**	**0,35**	**0**	**0,45**	2,5	0,06

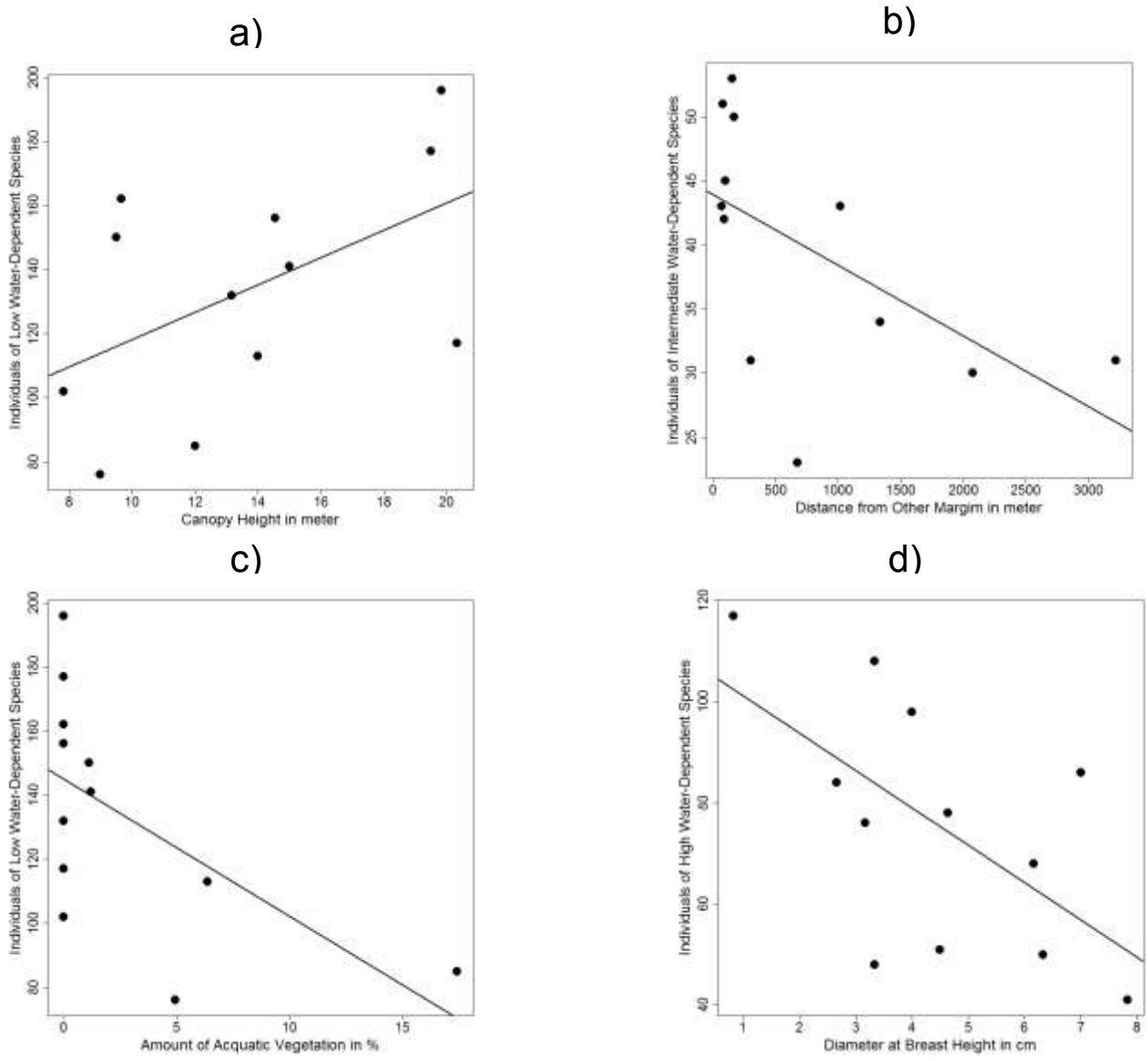
Figura 8-Modelos que consideram as relações entre a abundância de aves com diferentes níveis de dependência florestal (baixo, intermediário e alto) com diferentes variáveis locais e da paisagem: a) altura do dossel (para indivíduos com intermediária dependência florestal); b) vegetação aquática na paisagem (para indivíduos com baixa dependência florestal);c) número de árvores com DAP maior que 30cm(para indivíduos com baixa dependência florestal);d) % de vegetação aquática na paisagem (para indivíduos com dependência florestal intermediária).



A abundância de aves com baixa dependência de ambientes aquáticos teve relação positiva com a altura do dossel (wAICc=0,18) (Figura 9a), e negativa com a porcentagem de vegetação aquáticas(wAICc=0,0,43) (Figura 9c). Aves com dependência intermediária a ambientes aquáticos tiveram uma resposta negativa em relação a distância entre as margens(wAICc=0,27) (Figura 9b). Já as aves com alta dependência de ambientes aquáticos

tiveram uma relação negativa com o número de árvores com DAP maior que 30 cm (wAICc=0,0,42) (Figura 9d).

Figura 9-Modelos que consideram as relações entre a abundância de aves com diferentes níveis de dependência de água (baixo, intermediário e alto) com diferentes variáveis locais e da paisagem: a) altura do dossel (para indivíduos com baixa dependência de água); b) distancia entre as margens (para indivíduos com baixa dependência de água); c) % de vegetação aquática na paisagem (para indivíduos com baixa dependência de água) d)Número de árvores com DAP superior a 30 cm (para indivíduos com alta dependência de água)



Espécies aquáticas sensíveis a impactos ambientais

Encontramos 48 espécies com relação direta a água ou ambientes aquáticos na área de estudo. Essas aves foram divididas em grupo funcional, de acordo com sua forma de forrageio baseado nas categorias propostas por NTIAMOA-BAIDU1998 (Tabela8).

Tabela 8 -Lista com espécies com alta dependência sugeridas como bioindicadoras para o monitoramento de áreas degradadas ou potencialmente sujeitas à derramamento de biocombustíveis no interior do Estado de São Paulo, Brasil.

Grupo Funcional	**Espécie**
Filtrador (Grupo 5)	*Platalea ajaja*
	Mesembrinibis cayennensis
Garça (Grupo 6)	*Ardea alba*
	Ardea cocoi
	Egretta thula
	Mycteria americana
Limícola (Grupo 4)	*Jacana jacana*
	Calidris melanotos
	Himantopus melanurus
	Porphyrio martinicus
Martin (Grupo 8)	*Chloroceryle amazona*
	Megaceryle torquata
Passeriforme (Grupo 2)	*Anthus lutescens*
	Certhiaxis cinnamomeus
	Cranioleuca vulpina
	Donacobius atricapilla
	Fluvicola nengeta
	Philohydor lictor
Pato herbívoro (Grupo 3)	*Amazonetta brasiliensis*
	Dendrocygna bicolor
	Nettapeposaca
Pescador-nadador (Grupo 7)	*Anhinga anhinga*
	Phalacrocorax brasilianus
Rapina (Grupo 1)	*Busarellus nigricollis*
	Rostrhamus sociabilis
	Urubitinga urubitinga

6 DISCUSSÃO

Este estudo teve como objetivo levantar a riqueza e abundância de aves em áreas de mata ciliar, investigar quais variáveis locais e da paisagem tem influência sobre essa riqueza e abundância, e, a partir disso, inferir áreas que estariam mais suscetíveis a impactos antrópicos e as espécies que poderiam ser utilizadas como bioindicadoras.

Ao que se refere à comunidade de aves aquáticas, os únicos dados regionais encontrados foram os do Centro de Estudos Ornitológicos (CEO), que realizaram duas amostragens anuais e pontuais sobre a região conhecida como Tanquã, desde 2011. Essa região é famosa por sua diversidade de aves aquáticas e por isso costuma atrair muitos observadores, possuindo um grande potencial para esse tipo de turismo (*Birdwatching*) (ALEXANDRINO et al., 2012). Até o ano de 2013, os dados do CEO não apresentaram ao menos 10 espécies aquáticas encontradas no nosso estudo. O fato de termos encontrado uma riqueza maior talvez tenha ocorrido por termos trabalhado com uma área mais ampla, uma vez que as populações de aves aquáticas utilizam um amplo mosaico de áreas de forrageio (Haig; Mehlman; Oring, 1998). Isso demonstra a importância da realização de levantamentos por grandes áreas para uma melhor amostragem dessas aves.

Antunes (2005) fez um estudo de avifauna no maior fragmento da região (1454 ha), que não possui ambiente aquático e por isso só foram encontradas espécies sem dependência a esses ambientes. Foram levantadas 198 espécies de aves, e concluiu-se que está ocorrendo um processo de substituição de espécies mais restritivas a ambientes florestais por espécies mais generalistas, provavelmente devido ao isolamento desse fragmento.

Esperava-se que nesse estudo fosse encontrada uma riqueza maior de aves do que a encontrada por Antunes (2005), uma vez que as matas ciliares geralmente apresentam maior riqueza do que ambientes de floresta alta (ANJOS et al., 2007). No entanto encontramos 178 espécies, dentro das quais 123 não apresentam dependência de ambientes aquáticos. Isso provavelmente se deu por conta do alto grau de fragmentação e perda de habitat sofridas pelas matas da região, sendo os nossos fragmentos muito menores (de 0,89 ha a 354,28 ha, com média de 65,37 ha) do que o estudado na fazenda Barreiro Rico.

No presente estudo, a riqueza total de aves foi explicada tanto por variáveis locais quanto por variáveis da paisagem, enquanto que a abundância total de aves se relacionou somente com a porcentagem de vegetação aquática (variável da paisagem). Portanto, a análise da paisagem foi melhor para explicar tanto riqueza quanto abundância total. Diferentemente do estudo realizado por Luther (2008), onde a riqueza de aves foi explicada exclusivamente

por variáveis locais, e a abundância pôde ser explicada tanto por variáveis locais quanto da paisagem, tornando as variáveis locais melhores explicadoras tanto para a riqueza quanto abundância de aves.

A riqueza de aves foi melhor explicada pela porcentagem de água na paisagem, podendo existir duas explicações para esse fato, que não excluem uma a outra necessariamente. A primeira explicação é que a matriz água pode ser menos impactante para as diferentes espécies do que as matrizes dominantes na região (cana de açúcar e citrus). A segunda explicação é que algumas espécies utilizam a água como habitat, sendo assim, a maior porcentagem de água cria um nicho totalmente diferente em relação ao ambiente terrestre, e comporta uma riqueza maior por se tratar de um ambiente onde dois ecossistemas se unem (LAUDENSLAYER; BALDA, 1976). No entanto, é importante notar que em nosso estudo a porcentagem de água máxima na paisagem foi de 52%, e o aumento nessa proporção pode acarretar em uma redução na riqueza e abundância devido à redução na heterogeneidade da paisagem e de nichos que podem ser ocupados pelas aves. A riqueza também respondeu a outras variáveis (Tabela 5), como por exemplo, porcentagem de cobertura florestal e altura do dossel.

A Abundância total de aves foi negativamente explicada apenas pela porcentagem de vegetação aquática na paisagem, o que diverge de alguns estudos que relacionam diretamente a diversidade de aves aquáticas com a presença de vegetação aquática (PIERCE, et al., 2010; KUSHLAN, 1986).

A comunidade de aves encontrada nesse estudo é típica de ambientes antropizados, apresentando uma baixa riqueza de espécies mais seletivas (alta dependência florestal), o que é esperado para ambientes degradados (WILLIS 1979, ALEIXO; VIELLIARD, 1995) e paisagens altamente fragmentadas e com baixa porcentagem de habitat (ANTUNES, 2005; ANJOS, 2006; MARTENSEN et al., 2008). Ainda assim podemos encontrar espécies importantes para o funcionamento dos ecossistemas e para indicar impactos ambientais. Em fragmentos pequenos encontramos aves prestadoras de serviços ambientais, como a dispersão de sementes, controle de invertebrados e polinização. Aves como Sanhaçu cinza (*Tangara sayaca*), Guaracava de barriga amarela (*Elaenia flavogaster)* e o Sabiá Barranco *(Turdus leucomela)* podem favorecer a dispersão de sementes e acelerar processos de recuperação das matas ciliares (PIZO, 2004).

6.1 **Avifauna quanto à dependência florestal**

Com relação às aves do grupo funcional "dependente de ambientes florestais", a riqueza respondeu mais às variáveis locais "altura do dossel" e "número de árvores com DAP superior a 30 cm" tanto em abundância quanto em riqueza.Isso mostra a eficiência desse grupo em avaliar a qualidade dos ambientes florestais, já que essas duas medidas são indicadoras de ambientes mais íntegros. Também deixa evidente que os danos provocados a esse tipo de vegetação serão mais severos já que aves desse grupo são mais sensíveis a intervenções antrópicas (CROONQUIST & BROOKS, 1991). Em relação à abundância deste grupo, o modelo nulo foi plausível, possivelmente em decorrência da baixa abundância encontrada. Devido a dependência especifica por um tipo de ambiente desse grupo, apenas a presença ou ausência podem ser utilizados como indicador de qualidade ambiental (BOSCOLO; METZGER 2009). A riqueza de aves com dependência intermediária também mostrou relação positiva com a altura do dossel. Um dossel mais alto, além de indicar uma vegetação mais conservada, cria diferentes nichos de estratificação, permitindo assim que mais espécies de aves convivam em um mesmo ambiente.

Ao contrário do que era esperado, o tamanho do fragmento e a porcentagem de habitat (matas secundárias) na paisagem não foram importantes para explicar nenhumas das variáveis respostas desse grupo. Pelo alto grau de fragmentação da região, a porcentagem de cobertura vegetal não teve grande variação sendo que duas paisagens tiveram abaixo de 10 %, uma paisagem teve mais de 40 % e os demais fragmentos (nove) estiveram entre 10 a 20 % de cobertura florestal. Com base nesses resultados podemos dizer que haverá uma maior perda de espécies de aves nos locais onde a vegetação for mais alta e com um número de árvores com DAP superior a 30 cm. A estrutura da vegetação é de grande importância para a riqueza de aves pela diversidade de microambientes criada por ela(LAIOLO, 2002).Sendo assim os esforços de compensação devem ser mais intensos nos locais onde a vegetação apresenta uma maior estruturação.

Aves com baixa dependência florestal incluem aves com alta dependência a ambientes aquáticos somado a aves de ambientes abertos, e por serem ambas mais relacionadas a ambientes abertos, responderam positivamente ao aumento da porcentagem de água na paisagem tanto em riqueza quanto em abundância.

6.2 **Avifauna quanto à dependência de ambientes aquáticos**

Os locais que estão sob a influência da barragem de Barra Bonita apresentam uma maior riqueza de aves aquáticas do que as paisagens onde o rio corre em seu fluxo normal. Nesses locais, a água corre mais lentamente e forma uma espécie de grande lago ampliando a quantidade de recursos para essas espécies (HASS 2002). A maior parte das aves com alta dependência a ambientes aquáticos não possui relação com a floresta, com exceção para a construção de ninhos, e por isso, as aves com alta dependência de ambientes florestados responderam negativamente ao número de árvores com DAP superior a 30 cm.

As aves aquáticas podem alterar os locais de colônia, período reprodutivo, locais de forrageio e rotas de migração devido a alterações antrópicas ou mudanças naturais na sazonalidade e disponibilidade de recurso (Kushlan, 1986; Bryanet al., 2003). Entender essa sazonalidade é essencial para utilizá-las como bioindicadoras. Para isso, estudos mais aprofundados sobre os deslocamentos e utilização dos locais de forrageio são necessários (Haig; Mehlman; Oring, 1998).

Em caso de acidentes as aves aquáticas seriam as mais prejudicadas, pois são mais susceptíveis, pelo fato de utilizarem ambientes aquáticos como locais de forrageio. O estudo realizado por MacCarone (1998) acompanhando as alterações no uso de habitats de três espécies de Ciconiiformes afetadas por um grande derramamento de óleo em um rio nos EUA mostra que, derramamentos de óleo ou derivados tem a probabilidade de afetar as comunidades de aves aquáticas por muitos anos após o acidente. No estudo em questão, após 7 anos, duas das espécies estudadas não voltaram a utilizar as áreas afetadas. As espécies que foram encontradas neste estudo são muito semelhantes às encontradas nos rios estudados por MacCarone (1998). Sendo assim, é muito provável que em caso de grandes acidentes, também ocorra um processo muito lento de recuperação das comunidades de aves. Identificar as regiões mais susceptíveis seria fundamental para minimizar esses danos.

Observamos que locais onde existe a influência da barragem de Barra Bonita também existe uma maior porcentagem de água, por isso a riqueza de espécies aquáticas foi mais relacionada à locais com a influência da barragem. As barragens em rios podem criar ambientes mais propícios para a avifauna aquática quando cria zonas de alagamento como no caso da represa de Barra Bonita, que criou a região chamada Tanquã (BILDSTEIN, 1994).No entanto, quando as obras transformam grandes brejos e áreas alagadiças em grandes lagos, a avifauna é afetada de maneira negativa provocando a perda de muitas espécies, devido a alteração do habitat e perda dos locais de forrageio(KINGSFORD; THOMAS, 2004.)

Nessa região a movimentação da água é mais lenta tornando a recuperação desses ambientes mais demorada quando comparada com locais onde a água é mais agitada, tornando os efeitos de eventuais acidentes mais prolongados e exigindo mais empenho no processo de limpeza (ARAUJO 2002).

6.3 Aves bioindicadores em ambientes aquáticos

Podemos dividir os impactos potenciais causados pela hidrovia em duas partes: aqueles que ocorrerão durante o processo de instalação de hidrovias, que afetarão as aves por alterações como alagamento de matas ciliares, brejos, locais com vegetação aquática e alterações no curso e profundidade do rio (HASS, 2002). Segundo Campbell, 1988 esse impactos podem durar mais de 2 anos. E aqueles que ocorrerão durante a operação onde o principal risco são os acidentes causados por colisões com derramamentos de carga (FERREIRA, 2000).

As aves mais atingidas pelas obras de viabilização da hidrovia serão as aves com alta dependência florestal já que as maiores alterações serão em decorrência da perda de florestas, o que pode acarretar em algumas extinções locais caso medidas compensatórias como reflorestamentos não sejam aplicadas antes do inicio das obras. Aves de ambientes aquáticos também serão atingidas pelas obras em decorrência das alterações em locais de forrageio e nidificação (Campbell, 1988;HASS, 2002). As aves gregárias serão mais afetadas pelos impactos causados pela hidrovia (BATTEN, 1977).

Devido a grande dificuldade de fazer o monitoramento de toda a comunidade de aves, este estudo propõe uma lista de aves a serem monitoradas (Tabela 8), para que possíveis alterações nas populações sejam melhor documentadas. Essas aves foram selecionadas pela sua facilidade de identificação em campo, abundância local, e pela sua susceptibilidade, já que habitam necessariamente ambientes aquáticos ou na interface deles.

Uma das espécies com maior potencial como indicadora é o Arredio do Rio (*Cranioleuca vulpina*), porém esta espécie só ocorreu onde o rio manteve seu curso natural. Nos fragmentos onde a água do rio está represada essa espécie não foi encontrada. Nesses ambientes, o Curutié (*Certhiaxis cinnamomeus*) foi encontrado com maior abundância. Ainda faltam estudos a respeito do comportamento dessas aves para que possam ser levantadas hipóteses mais consistentes sobre essa aparente segregação de habitats. Uma hipótese é em relação à construção do ninho. *C. vulpia* aparentemente tem preferência pela construção do

ninho em cipós e ramos de árvores localizados acima de água corrente, enquanto que *C. cinanamomeus* não tem uma aparente preferência por ambientes com alguma corrente exigindo apenas proximidade com o ambiente aquático. A ausência dessa ave em locais onde não existem água corrente indica que *C. vulpina* pode passar por extinções locais durante a ampliação da hidrovia.

A lavadeira mascarada (*Fluvicola nengeta*) e o garibaldo (*Chrysomus ruficapillus*) são espécies que estão ampliando suas distribuições e populações em função do desmatamento (Willis,1991). Embora seu aumento ocorra em função da perda e fragmentação de habitat, o monitoramento dessas espécies em diferentes locais pode ser interessante, pois possuem uma alta relação com o ambiente aquático, são de fácil localização e presentes em diversos pontos. Assim como elas, o caminheiro zumbidor (*Anthus lutescens*) e as demais espécies de área aberta podem experimentar aumentos em suas populações em decorrência de alterações nos ambientes florestais. No entanto podem sofrer baixas locais em suas populações logo após acidentes hidroviários. Além delas, aves como *Thurdus leucomelus, Tangara sayaca*, *Ramphocelus carbo, Thamnophilus doliatus, Synallaxis frontalis, Basileuterus hipoleucus Myiothlypis flaveolus*e, *Pitangus sulphuratus,* devem ser monitoradas, pois encontram-se entre as espécies mais comuns da região e são facilmente localizadas em campo e capturadas em redes de neblina e, portanto, podem ser boas indicadoras das alterações. Embora nenhuma delas seja muito sensível a intervenções antrópicas, é possível que as condições corporais dos indivíduos possam indicar níveis de estresse causados por alterações, como, por exemplo, perda de peso, alterações morfológicas como a má formação de bicos e assimetrias nos tarços. Amostras de sangue também podem ser utilizadas para saber a acumulação de metais e outros poluentes (BAGLIANO, 2012; NOGALES; FRANCIS, 1990).

As aves de rapina foram encontradas em todos os fragmentos, sendo as mais comuns o *Mivalgo chimachima, Caracará plancus e o Rupornis magnirostris*. Além deles foram encontrados *Rostrhamus sociabilis, Busarellus nigricollis* e *Heterospizias meridionalis.*Por serem animais de topo de cadeia alimentar podem sofrer com diversas alterações nos níveis tróficos inferiores, como a diminuição da quantidade de alimentos e também na acumulação de metais pesados e outras substâncias ao longo da cadeia-alimentar (ZUBEROGOITIA et al., 2006). Assim, o monitoramento do sucesso reprodutivo desses animais pode indicar danos ambientais.

6.4 **Considerações finais e novas perspectivas**

As paisagens com maior porcentagem de água e de vegetação aquática são mais sensíveis aos impactos da hidrovia. No entanto, não podemos esquecer ambientes como matas ciliares, vegetação aquática e brejos que mesmo sem apresentar relação com a riqueza ou abundância de aves, proporciona recursos como alimento e locais para nidificação para as espécies aquáticas, sendo, assim, susceptíveis a impactos que contaminem a água (LAUDENSLAYER; BALDA, 1976; BATTEN, 1977;HAIG; MEHLMAN; ORING, 1998).

Para minimizar os impactos causados pela hidrovia, é necessário que haja um grande programa de compensação de ambientes florestais na região em que ocorrerá o alagamento da represa. Com isso as aves presentes nos fragmentos poderão se deslocar para os ambientes reflorestados. Um grande ponto a ser verificado é em relação as aves que nidificam em barrancos originados dos ciclos naturais de cheia e vazante dos rios. O período reprodutivo das aves coincide com os menores níveis da água, deixando expostos barrancos onde aves como Martins pescadores e Barranqueiros constroem seus ninhos.

Uma averiguação da sazonalidade das aves também precisa ser feita para que seja possível avaliar com melhor eficiência os reais impactos causados pela hidrovia já que a população de aves aquáticas costuma variar ao longo do tempo (BILDSTEIN, 1994; HAIG; MEHLMAN; ORING, 1998; PIERCE; GAWLIK, 2010). Para isso é preciso que um acompanhamento da avifauna indicadora seja feita por alguns anos. Algumas espécies de aves migram para essa região nos períodos de seca, tornando essa época mais sensível a impactos de derramamentos de óleo e biocombustiveis, tanto pelo ciclo reprodutivo das aves quanto pelo menor volume de água presente nos rios.

Ainda faltam dados sobre o comportamento das espécies da região. Um estudo mais aprofundado sobre cada espécie pode revelar indicadores mais precisos reduzindo gastos e tornando os dados mais precisos. Informações como época de nidificação, peso, hábitos alimentares, plasticidade alimentar e fisiologia podem auxiliar no tratamento das aves atingidas e em melhores resultados na mitigação e reparação no caso de derramamentos de óleo e biocombustíveis.

7 CONCLUSÃO

A avifauna dos fragmentos ciliares foi típica de ambientes antropizados, com baixa riqueza e abundância de espécies com dependência florestal. A diversidade local indica baixa qualidade das paisagens e fragmentos ciliares dos rios Piracicaba e Tietê. Apesar disso, essa região ainda preserva espécies importantes para o funcionamento e recuperação dos ecossistemas. Os efeitos provocados por intervenções antrópicas poderão ser medidas pelas variações na riqueza e abundância dessas espécies, servindo assim como bioindicadoras aos impactos da hidrovia e medindo a efetividade das medidas tomadas para minimizar e compensar os danos ambientais.

As variáveis da paisagem se mostraram mais eficientes do que as variáveis locais para explicar a distribuição de riqueza e abundância de aves, sendo que a porcentagem de água e a porcentagem de vegetação aquática foram as variáveis mais importantes para explicar a riqueza e abundância total. Em relação aos grupos funcionais estudados, as aves com maior dependência florestal tiveram uma relação positiva ao aumento de dossel e do número de árvores com DAP superior a 30 cm, e não foram relacionadas com o tamanho dos fragmentos. Esse grupo pode ser mais afetado pela supressão da vegetação ciliar que ocorrerá para a viabilização da hidrovia. Essa perda de habitat pode causar extinções locais, se não forem tomadas as medidas de compensação adequadas.

Para as aves com maior dependência de ambientes aquáticos, a variável que mais explicou a riqueza foi a influência do reservatório de Barra Bonita. Como essas aves são consideradas mais susceptíveis a impactos provocados por acidentes em hidrovias, as regiões sob influência do reservatório são consideradas mais sensíveis. Com base nas aves encontradas, sugerimos uma lista de aves sensíveis a alterações que a hidrovia trará, tanto em sua construção, quanto em sua operação. A abundância dessas populações deve ser monitorada, para que possíveis impactos futuros possam ser mensurados, assim como a eficiência das ações mitigatórias e compensatórias.

REFERÊNCIAS

AGNELLO, S. **Composição, estrutura e conservação da comunidade de aves da Mata Atlântica no parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Cubatão, São Paulo**. 2007. 92 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J. M. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 3, p. 493-511, 1995.

ALEXANDRINO, E. R.; QUEIROZ, O. T. M. M.; MASSARUTTO, R. C. O potencial do município de Piracicaba (SP) para o turismo de observação de aves (Birdwatching). **Revista Brasileira de Ecoturismo**, v. 5, n. 1, p. 27-52, 2012.

ALLEGRINI, M. F. **Avifauna como possível indicador biológico dos estádios de regeneração da Mata Atlântica**. 1997. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

ALMEIDA, A. F. Análise das categorias de nichos tróficos das aves de matas ciliares em Anhembi, Estado de São Paulo. **Silviculturaem São Paulo**, v. 16-A, n. 3, p. 1787-1795, 1982.

ANJOS, L. Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil.**Biotropica**, v. 38, n. 2, p. 229-234, 2006.

ANJOS, L. et al., The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil**. RevistaBrasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 1078-1086, 2007.

ANTAS, P. T. Z. Migration and other movements among the lower Paraná River valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. **Bird ConservationInternational**, v. 4, p. 181-190, 1994.

ANTUNES, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.

ANTUNES, A. Z. Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 2, p.228-237, 2008.

ANTUNES, A. Z.; WILLIS, E. O. Novos registros de Aves para a fazenda Barreiro Rico Anhembi-São Paulo. **Ararajuba**, v. 11, n. 1, p. 101-102, 1993.

ARAUJO, S. I. et al.,**Adaptação do Índice de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo da NationalOceanicandAtmosphericAdministration – NOAA às Feições Fluviais Amazônicas**. CTBIO. 2002. 44 p.

BAGLIANO, R. V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. **RevistaMeioAmbiente e Sustentabilidade**, v. 2, n. 1, p. 24-40, 2012.

BANKS-LEITE, C. et al., Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, p. 1041-1045, 2001.

BANKS-LEITE, et al., The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understorey birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 82-88, 2013.

BATTEN, L. A. Sailing on reservoirs and its effects on water birds. **Biological Conservation**, *11*(1), 49-58. 1977.

BARLING, R. D.; MOORE, I. D. Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. **Environmental Management**, v. 18, p. 543-558, 1994.

BEST, L. B.; STAUFFER, F. Factors affecting nesting success in riparian bird communities. **The Condor**, v. 82, p. 149-158, 1980.

BILDSTEIN, K L. et al., Wading bird use of established and newly created reactor cooling reservoirs at the Savannah River Site, near Aiken, South Carolina, USA. In: **Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes**. Springer Netherlands, p. 71-82. 1994.

BOSCOLO D.; METZGER J. P. Is bird incidence in Atlantic Forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, v. 24, p. 907-918, 2009.

BOSCOLO, D. Importance of inter habitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchusfuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BRYAN, J C. et al., Variation in size and location of wading bird colonies in the upper St. Johns River basin, Florida, USA. **Waterbirds**, p. 239-251, 2003.

BURGER J. Metals in avian feathers: bioindicators of environmental pollution. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 5, p. 203-311, 1993.

BURGER J.; GOCHFELD, M. Age differences in metals in the blood of Herring (*Larusargentus*) and Franklin's (*Laruspipixcan*) gulls. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 33, p. 436- 440, 1997.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multi model Inference: A Practical Information-Theoretical Approach**. 2 ed. New York: Springer Verlag. 2002.

CAMPBELL, L. H. The impact of river engineering on water birds on na English lowland river. **Bird Study**, v. 35, n. 2, p. 91-96, 1988.

CASTLE, G.; MILETO, R.; PACHECO, C. The influence of local and large scale weather events and timing of breeding on tropical Roseate Tern reproductive parameters. **Marine EcologyProgress Series**, v. 243, p. 271-279, 2002.

CENTRO DE ESTUDOS ORNITOLÓGICOS. 2013. **Consolidado dos Relatórios Técnicos para o Censo Neotropical de Aves Aquáticas - CNNA**. Versão 2013. São Paulo: Centro de Estudos Ornitológicos. Disponível em: <http://www.ceo.org.br.>. Acessoem: 10 mai. 2013.

COLE, R. J. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1590-1597, 2011.

COLLAR, N. J., JUNIPER, A. T. Dimensions and causes of the parrot conservation crisis. In: BEISSING, S. R.; SNUDER, N. F. R. **New Wold Parrots in crisis**: Solutions from Conservation Biology. Washington: SmithsonianInstitute Press, 1992. p. 1-24.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. 2011. **Listas das aves do Brasil**. 10ª Edição. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 10 jun. 2011.

CROONQUIST, M. J.; BROOKS, R. P. Use of avian and mammalian guilds as indicators of cumulative impacts in riparian-wetland areas. **Environmental Management**, v. 15, n. 5, p. 701-714, 1991.

CULLEN, L. J.; PADUA, C. V.; RUDAN, R. Métodos para estudos com aves. In: A. J. SANTOS, A. J. **Manejo de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: URPR, 2003. 667 p.

DALE, M. R. T.; FORTIN, M. J. **Spatial Analysis**. Guide for Ecologists. 2 ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecologicalindicators**, v. 1, n. 1, p. 3-10, 2001.

DÁRIO, F. R.; ALMEIDA, A. F. Influência de corredor florestal sobre a avifauna da Mata Atlântica. **ScientiaForestalis**, n. 58, p. 99-109, 2000.

DE LUCA-ABBOTT, S. B. et al., Review of Effects of Water Pollution on the Breeding Success of Waterbirds, with Particular Reference to Ardeids in Hong Kong. **Ecotoxicology**, v. 10, n. 6, p. 327-349, 2001.

ESTADES, C. F. et al., Mist-nets verus point counts in the estimation of forest bird abundances in south-central Chile. **OrnitologiaNeotropical,** v. 17, p. 203-212, 2006.

EWERS, R. M.; BANKS-LEITE, C. Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. **PlosOne**, v. 8, p. e58093, 2013.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FELIPE JR., N. F.; SILVEIRA, M. R. A Hidrovia Tietê-Paraná e as redes intermodais: o caso do porto de Pederneiras-SP. **Revista Formação**, v. 15, n. 1, p. 97-107, 2008.

FERREIRA, A. N. **Estudo do efeito de acidentes na hidrovia Tietê-Paraná: Aspectos Preventivos**. 2000. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.

FERREIRA, M. F.; BEAUMORD, A. C. **Mapeamento da sensibilidade ambiental à derrames de óleo nos cursos de água da Bacia do Rio Canhanduba, Itajaí, SC**. Laboratório de Estudos de Impactos Ambientais, UNIVALE, Itajaí. 2000.

FILHO, A. K. K. **Uso de biomarcadores de contaminação ambiental na avaliação do impacto do vazamento de óleo derivado de petróleo em ecossistemas de água doce.** 2006. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ecotoxicologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2006.

GARCIA, L. C. et al., Restoration challenges and opportunities for increasing landscape connectivity under the New Brazilian Forest Act. **Natureza e Conservação,** v. 11, p. 181-185, 2013.

HAIG, S. M., MEHLMAN, D. W., & ORING, L. W.,Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. **Conservationbiology**, *12*(4), 749-758, 1998

HASS, A. **Efeitos da criação do reservatório da UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves**. 2002 . 144 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de Campinas, Campinas, São Paulo, 2002.

HEINK, U.; KOWARIKI, I. What are indicators? One definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 584-593, 2010.

HERRERA, J. M.; GARCÍA, D. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. **Biological Conservation**, v. 142, p. 149-158, 2009.

JONES, T. G. et al., Describing avifaunal richness with functional and structural bioindicators derived from advanced airborne remotely sensed data. **InternationalJournalof Remote Sensing**, v. 34, p. 2689-2713, 2013.

JORDANO, P. et al., Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: DUARTE, C. F. et al.,**Biologia da Conservação**: essências. São Paulo: Rima editor,. p. 411-436,2006

KINGSFORD, R. T.; THOMAS, R. F. Destruction of wetlands and waterbird populations by dams and irrigation on the Murrumbidgee River in arid Australia. **Environmental management**, v. 34, n. 3, p. 383-396, 2004.

KUSHLAN, J. A. Responses of wading birds to seasonally fluctuating water levels: strategies and their limits. **Colonial Waterbirds**, p155-162,1986

LAIOLO, P. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. **Folia Zoologica-Praha**-, *51*(2), 121-128, 2002.

LAUDENSLAYER JR, W. F., & BALDA, R. PBreeding bird use of a pinyon-juniper ponderosa pine ecotone. **The Auk,** 571-586, 1976.

LIMA, W. P. Função hidrológica da mata ciliar. In: Simpósio sobre mata ciliar (L.M. Barbosa, coord.). Campinas: Fundação Cargill, p.25-42, 1989.

LUTHER, D. et al., Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. **Biodiversity Conservation**, v. 17, p. 1923-1935, 2008.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.

MACARTHUR, R. H.; WHITMORE, R. C. Passerine community composition and diversity in man-altered environments. **Morgantown**, v. 7, p. 1-12. 1979.

MACCARONE, A. D; BRZORA, J. N. The Use of Foraging Habitats by Wading Birds Seven Years After the Occurrence of Major Oil Spills. **Colonial Waterbirds**, v. 21, n. 3, p. 367-374, 1998.

MARTENSEN, A. C. et al., Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1100-1111, 2012.

MARTENSEN, A. C.;PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implication for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, p. 2184-2192, 2008.

MCGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998.

MEDEIROS, H. R. Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. **Journal for Nature Conservation**, in press.

MENDONÇA- CANTÚ, A. et al., Identification of environmentally vulnerable areas with priority for prevention and management of pipeline crude oil spills. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 7, p. 1706-1713, 2011.

METZGER, J. P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented landscapes? **Natureza e Conservação**, v. 4, n. 2, (2): 11-23, p. 125-139, 2006.

MINISTÉRIO MEIO AMBIENTE. 2002. Biodiversidade Brasileira. Avaliação e identificação e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: MMA/SBF. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/Bio5.pdf >. Acessoem: 10 jan. 2012.

NOGALES, M.; MARTIN, A.; ZINO, F. Bill malformation of juvenil Cory's Shearwaters (*Calonectrisdiomedea borealis*) on Selvagem Grande. **Bocagiana**, v. 139, p. 1-5, 1990.

NTIAMOA-BAIDU, Y. A. A., et al., Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. **Ibis**, v. 140.1, p. 89-103, 1998.

OLIVEIRA, F. N. S. et al.,**Bioindicadores de impacto ambiental em sistemas agrícolas orgânicos**. Fortaleza: EmbrapaAgroindústria Tropical, 2004.

PARDINI, R. et al., Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscape. **PLoS ONE**, v.5, n.10, p. e13666, 2010.

PEREIRA, N. N. **Um estudo sobre alternativas de instalações propulsoras para empurradores fluviais.** 2007. 241 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

PEREIRA, N. N. et al.,**Aspectos sobre a segurança no transporte de álcool pela hidrovia tietê-paraná**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2007.

PIERCE, R. L.; GAWLIK, D. E. Wadingbirdforaging habitat selection in the Florida Everglades. **Waterbirds**, v. 33, n. 4, p. 494-503, 2010.

PIRATELLI, A. et al., Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 2, p. 259-268, 2008.

PIZO, M.A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. **OrnitologiaNeotropical**, v. 15, p. 117-126, 2004.

RAGUSA-NETTO, J. Flowers, fruits, and the abundance of the Yellow chevroned parakeet (*Brotogerischiriri*) at a gallery forest in the south Pantanal (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 371-382, 2004.

RAGUSA-NETTO, J.; FECCHIO, A. Plant food resources and the diet of a parrot community in a gallery forest of the southern pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v 66, n. 4, p. 1021-1032, 2006.

RAMOS J. A. et al., Influence of local and large-scale weather events and timing of breeding on tropical roseate tern. **Marine Ecology Progress Series**, v. 243, p. 271-279, 2002.

REYNAUD, P.; THIOULOUSE, A. J. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban–rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 59, p. 121-140, 2000.

RIBEIRO, M. C. et al., The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **BiologicalConservation,** v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGES, M.; MICHELIN, V. B. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudoeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 928-935, 2005.

RODRIGUES, M.; MICHELIN, V. B. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 928-935, 2005.

RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: Edusp, 2000.

SAAB, V. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. **Ecological Applications**, v. 9, n. 1, p. 135-151, 1999.

SICK, H. **Birds in Brazil**: a natural history. Princeton: Princeton University, 1993.

SICK, H. **OrnitologiaBrasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 862p.

SILVA, M. L.; VIELLIARD, J. M. E. 1994. **Song discrimination among sympatric Turdus thrushes in Brazil**. XXI International Ornithological Congress Notebook. Vienna, Austria.

STOTZ, D. et al.,**Neotropical birds**: ecology and conservation. Chicago: University of Chicago Press, 1996.

TRANSPETRO. **Relatório Annual**. 2009. Disponível em: <http://www.transpetro.com.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=8A9D2A9F3F7D00DC013FE3F809527DBA>. Acessoem: 10 jan. 2015.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. W. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? **Biodiversity Conservation**, v.17, n. 8, p. 1907-1922, 2008.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VOSS, J. A. **Measurement of anxiety and pain in critically ill patients**.
Poster presentation at the research conference of Midwest Nursing Research
Society, Cleveland, OH, 2001.

WHITMAN, A. A.; HAGAN, J. M.; BROKAW, N. V. L. Effects of selection logging on birds in northern Belize. **Biotropica**, v. 30, p. 449-457, 1998.

WILLIS, E. O. Expansão geográfica de *Nettaerythrophthalma*, *Fluvicolanengeta* e outras aves de zonas abertas com a "desertificação" antrópica em São Paulo. **Ararajuba**, v. 2, n. 1, p. 101-102, 1991.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **PapéisAvulsos de Zoologia,** v. 33, n. 1, p. 1-25, 1979.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 42, n. 9, p. 193-264, 2002.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. **RevistaBrasileira de Biologia**, v. 41, n. 1, p. 121-135, 1981.

WOLFERT, H. P. et al., The formation of natural levees as a disturbance process significant to the conservation of riverine pastures. **Landscape Ecology**, v. 17, n. 1, p. 47-57, 2002.

ZUBEROGOITIA, I. et al., Short-term effects of the prestige oil spill on the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). **Marine PollutionBulletin**, v. 52, p. 1176-1181, 2006.

ANEXOS

ANEXO A **- Lista com abundância das espécies em cada fragmento estudado na região da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba e do Rio Tietê, pertencentes à Hidrovia Tietê-Paraná, Brasil.**

	Fragmento											
Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Accipiter striatus	.	.	.	.	1	.	.	1	1	.	.	.
Amazona aestiva	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Amazonetta brasiliensis	1	.	3	.	.	.	.	2	1	.	1	.
Ammodramus humeralis	2	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.
Anhinga anhinga	.	.	1	1	.	.	1	.	1	2	4	.
Anthus lutescens	3	.	.	.	.	.	1	.	1	.	1	.
Antilophia galeata	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Aphantochroa cirrochloris	1	1	.	2	1	.	.	.	.	1	.	.
Aramides cajanea	.	.	1	.	.	1	1	.	3	2	2	1
Aramides saracura	1	1	.	2	3	.	.	1	3	1	1	1
Aramus guarauna	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ardea alba	7	3	9	5	3	2	8	5	7	11	3	5
Ardea cocoi	7	3	9	4	3	5	6	9	4	8	10	6
Arremon flavirostris	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Arundinicola leucocephala	.	1	.	1	2	2	.	1	4	.	1	1
Automolus leucophthalmus	.	6	.	.	.	7	.	.	4	.	.	.
Basileuterus culicivorus	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.
Basileuterus flaveolus	5	3	4	3	6	7	10	7	4	3	9	9
Basileuterus hypoleucus	1	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.
Brotogeris chiriri	1	7	4	4	2	4	2	.	3	3	.	1
Bubulcus ibis	.	.	4	1	.	.	3	1	1	1	1	.
Busarellus nigricollis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1
Buteo brachyurus	.	.	.	.	2	1	.	1	.	.	.	1
Buteo nitidus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Butorides striata	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	1	.
Cairina moschata	1	.	1	.	.	1	1	7	.	1	1	1
Calidris melanotos	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.
Camptostoma obsoletum	5	3	5	3	2	5	2	4	7	4	2	4
Caracara plancus	4	.	3	3	2	3	3	1	1	2	4	3
Cariama cristata	5	.	.	.	1	1	3	2	2	1	2	4
Certhiaxis cinnamomeus	4	.	7	1	.	1	2	2	6	.	3	1
Chloroceryle amazona	1	3	2	.	.	.	.	1	.	2	1	1
Chlorostilbon lucidus	.	4	.	.	.	.	2	1	.	3	1	1
Chrysomus ruficapillus	5	1	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
Cnemotriccus fuscatus	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Coereba flaveola	4	4	3	5	4	6	5	.	4	3	.	2
Colaptes melanochloros	.	.	1	2	1	.	2	.	2	.	3	1
Colonia colonus	.	.	.	2	.	.	.	1	1	.	.	.

Columbina talpacoti	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	2
Conirostrum speciosum	1	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	1
Conopophaga lineata	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.
Coragyps atratus	1	1	1	1	.	.	1	.	1	3	3	4
Cranioleuca vulpina	7	15	8	8	.	8	.	.	10	.	.	.
Crotophaga ani	4	.	3	3	.	3	4	2	7	2	4	4
Crypturellus tataupa	.	.	.	.	1	.	1	1	.	.	.	.
Cyanocorax chrysops	.	.	.	.	1	2	7	.	3	1	4	6
Cyanocorax cristatellus	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1
Cyanoloxia glaucocaerulea	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Cyclarhis gujanensis	1	8	.	5	.	9	.	.	6	9	1	1
Dendrocygna autumnalis	.	.	3	.	.	.	1	9	2	1	5	1
Dendrocygna bicolor	.	.	.	.	1	.	1	6	.	1	1	1
Dendrocygna viduata	1	.	1	.	2	1	3	4	1	2	6	5
Donacobius atricapilla	1	.	5	.	2	.	.	1	1	.	.	.
Dromococcyx pavoninus	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Drymophila ferruginea	.	.	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.
Egretta caerulea	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Egretta thula	3	5	4	2	1	2	4	4	3	5	3	.
Elaenia flavogaster	8	7	3	7	.	5	6	3	6	5	2	.
Elanus leucurus	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Empidonomus varius	.	1	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.
Estrilda astrild	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eupetomena macroura	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	2
Euphonia chlorotica	.	7	3	7	1	2	5	3	7	2	5	3
Falco femuralis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Falco sparverius	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Fluvicola albiventer	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.
Fluvicola nengeta	1	10	4	3	1	1	4	5	2	3	2	4
Forpus xanthopterygius	2	6	5	2	1	4	.	.	2	.	.	1
Furnarius leucopus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
Furnarius rufus	.	.	.	3	1	1	.	1	9	.	2	.
Galbula ruficauda	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gallinula galeata	4	.	10	.	5	.	5	9	.	2	8	1
Geothlypis aequinoctialis	2	1	2	2	3	.	1	.	.	1	.	1
Gnorimopsar chopi	2	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gubernetes yetapa	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.	.
Guira guira	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.	1
Habia rubica	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
Heterospizias meridionalis	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.
Himantopus melanurus	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	2	.
Icterus pyrrhopterus	1	1	1	.	.	3	.	1	2	2	1	5
Ictinia plumbea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Jabiru mycteria	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	1	.
Jacana jacana	11	.	8	.	6	.	5	6	3	4	8	3
Knipolegus cyanirostris	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Lanio cucullatus	.	.	.	.	.	1	3	.	.	.	.	2
Legatus leucophaius	1	2	.	.	1	.	.	1	.	.	1	.

Lepidocolaptes	.	.	1	.	3	.	8	1	.	.	.	2
Leptopogon amaurocephalus	.	.	.	.	.	.	.	.	3	1	.	.
Leptotila rufaxilla	2	2	1	.	.	3	.	1	.	.	1	1
Leptotila verreauxi	3	3	3	5	.	5	.	3	3	2	2	2
Malacoptila striata	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Manacus manacus	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Megaceryle torquata	1	5	7	4	2	5	3	1	5	2	6	5
Megarynchus pitangua	.	1	.	.	.	4	1	.	.	1	2	.
Melanerpes candidus	.	3	.	2	.	1	.	.	1	1	.	3
Mesembrinibis cayennensis	2	6	2	.	.	3	1	.	4	.	.	.
Milvago chimachima	3	.	3	2	5	5	4	1	5	3	3	3
Mimus saturninus	3	.	.	.	.	.	3	.	1	.	.	1
Molothrus bonariensis	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mycteria americana	.	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	.
Myiarchus ferox	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Myiarchus swainsoni	5	3	2	1	1	2	5	1	5	.	1	4
Myiarchus tyrannulus	3	.	.	.	1	.	2	.	3	.	1	.
Myiothlypis leucoblephara	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.	1	.
Nemosia pileata	.	1	1	.	2	.	.	2	1	.	3	.
Netta peposaca	.	.	.	.	4	.	.	7	.	3	.	.
Nycticorax nycticorax	.	2	5	7	1	.	2	.	6	1	5	1
Pandion haliaetus	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	4	2
Pardirallus nigricans	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Passer domesticus	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Patagioenas picazuro	11	11	11	9	4	12	9	6	11	10	10	8
Patagioenas plumbea	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	1
Penelope obscura	.	.	.	.	.	2	.	.	2	.	1	.
Phaethornis pretrei	2	2	.	1	.	2	.	.	1	1	1	4
Phalacrocorax brasilianus	4	7	7	5	4	5	8	4	4	7	9	6
Philohydor lictor	3	6	1	2	1	.	2	2	1	2	1	.
Piaya cayana	2	2	.	.	1	2	.	1	1	.	1	3
Picumnus albosquamatus	1	2	1	2	.	1	1	.	1	.	2	.
Pionus maximiliani	1	.	1	1	.	3	2	.	2	1	1	1
Pitangus sulphuratus	11	11	11	7	3	8	10	4	9	7	7	8
Platalea ajaja	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Podilymbus podiceps	1	.	.	.	.	.	.	2	.	.	1	.
Porphyrio martinicus	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.
Progne tapera	2	.	2	1	1	.	2	.	1	2	2	2
Pseudastur polionotus	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Pseudoleistes guirahuro	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Psittacara leucophthalmus	2	3	1	2	3	2	3	1	3	2	7	3
Pygochelidon cyanoleuca	7	9	4	8	3	6	1	3	4	2	5	4
Pyriglena leucoptera	.	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.
Pyrocephalus rubinus	.	.	.	.	2	.	2	.	.	.	.	.
Ramphastos toco	.	3	1	1	.	1	4	.	2	1	.	2
Ramphocelus carbo	3	8	3	5	2	10	3	4	9	4	4	3
Rostrhamus sociabilis	1	.	2	.	2	.	.	1	2	1	1	.
Rupornis magnirostris	2	5	3	2	1	2	2	1	1	1	1	2

Rynchops niger	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Sarcoramphus papa	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	1
Schistochlamys ruficapillus	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
Serpophaga subcristata	4	4	1	2	3	2	2	2	4	4	2	1
Setophaga pitiayumi	.	.	.	2	.	1	1	.	1	.	.	1
Sicalis flaveola	.	3	.	1	.	2	.	.	.	.	.	.
Sicalis luteola	.	.	.	1	1	.	.	.	1	1	.	2
Sporophila caerulescens	8	.	.	3	.	1	.	.	.	.	.	.
Sporophila collaris	.	2	.	1	.	1	.	.	2	2	.	.
Stelgidopteryx ruficollis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1
Synallaxis albescens	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Synallaxis frontalis	7	5	6	2	6	10	6	2	7	3	6	9
Synallaxis ruficapilla	.	.	.	2	.	6	.	.	5	.	.	.
Synallaxis spixi	.	.	.	2	.	3	.	1	5	1	.	.
Syrigma sibilatrix	.	1	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.
Tachycineta albiventer	.	4	1	1	.	.	.	.	2	.	.	.
Tachycineta leucorrhoa	.	2	1	1	.	.	1	1	1	2	1	1
Tachyphonus coronatus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Tangara cayana	2	1	1	1	2	.	.	1	1	1	1	.
Tangara palmarum	.	.	.	1	.	3	.	.	.	1	1	1
Tangara sayaca	9	8	7	7	1	8	7	4	7	5	2	7
Tapera naevia	.	1	1	1	.	.	1	2	4	.	1	.
Taraba major	1	1	4	4	5	4	2	2	8	4	4	3
Thamnophilus caerulescens	1	1	.	1	.	1	.	.	2	3	.	3
Thamnophilus doliatus	5	6	5	5	3	5	9	1	10	7	2	10
Thlypopsis sordida	2	1	3	2	1	.	1	.	2	1	1	.
Tigrisoma lineatum	1	.	3	.	1	.	1	.	2	.	1	.
Todirostrum cinereu	10	6	8	5	3	5	3	5	3	6	6	2
Tolmomyias sulphurescens	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	1
Troglodytes musculus	5	11	5	7	4	5	4	2	5	4	1	1
Trogon surrucura	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Turdus amaurochalinus	4	7	9	5	2	5	5	4	4	1	5	1
Turdus leucomelas	13	10	9	7	5	11	7	4	3	6	1	1
Tyrannus melancholicus	4	4	1	1	.	.	1	.	1	.	.	1
Tyrannus savana	2	.	.	.	3	.	1	.	.	.	.	.
Uropelia campestris	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Urubitinga urubitinga	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Vanellus chilensis	10	6	6	6	2	5	8	3	7	8	9	3
Vireo olivaceus	.	.	.	.	.	.	.	1	1	2	1	1
Volatinia jacarina	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Xolmys cinereus	1	.	.	.	3	.	1	1	.	.	.	.
Xolmys velatus	.	.	1	.	1	.	3	.	1	.	.	.
Zenaida auriculata	1	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.
Zonotrichia capensis	12	.	.	1	4	4	7	2	.	1	2	.