

CRISTINA MARTINS SIMÕES CARVALHO

**LAGOAS MARGINAIS: IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA PARA A CONSERVAÇÃO
DE AVES AQUÁTICAS NO ALTO RIO SÃO FRANCISCO
MINAS GERAIS - BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2013**

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV

T

C3311
2013 Carvalho, Cristina Martins Simões, 1985-
Lagoas marginais : importância ecológica para a conservação de aves
aquáticas na Alto São Francisco, Minas Gerais / Cristina Martins Simões
Carvalho. - Viçosa, MG, 2013.
vi, 57 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Leonardo Esteves Lopes.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Ave aquática. 2. Ave - Identificação. 3. Ecossistemas -
Conservação. 4. São Francisco, Rio. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Biologia Animal. Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal. II. Título.

CDD 22 ed. 598.176

CRISTINA MARTINS SIMÕES CARVALHO

**LAGOAS MARGINAIS: IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA PARA A CONSERVAÇÃO
DE AVES AQUÁTICAS NO ALTO RIO SÃO FRANCISCO
MINAS GERAIS - BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: ____/____/____

Prof. Dr. Rômulo Ribon

Prof. Dr. Santos D'Angelo Neto

Prof. Dr. Leonardo Esteves Lopes
(Orientador)

“Dedico este trabalho a minha família que se farão presentes eternamente na minha história, incentivando e fazendo acreditar que tudo é possível, desde que sejamos íntegros de caráter e tendo a convicção de que desistir nunca será uma ação contínua em nossas vidas; que sonhar e concretizar os sonhos só dependerá de nossa vontade.”

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por todas as conquistas...

Em especial aos meus pais Galdino Simões Correia e Ana Maria Martins Simões pelo amor incondicional e pelo exemplo de dedicação e fé...

A família Bibiano pela compreensão e apoio durante toda esta etapa, em especial ao Manuel Bibiano de Carvalho Neto e Fátima Rosa de Castro Carvalho por todo incentivo e exemplo de perseverança...

Ao meu grande companheiro Bruno Bibiano de Castro Carvalho, que sempre me incentivou na busca de meus sonhos, parceiro de todas as horas, de todos os campos...

Ao Prof. Dr. Leonardo Esteves Lopes pela orientação, dedicação e sabedoria, eternamente grata, por todos os momentos em que tudo parecia impossível, esteve ao meu lado como verdadeiro orientador, obrigada mais uma vez pelos ensinamentos...

Ao meu eterno mestre, que por tantas vezes foi pai, irmão e sempre querido amigo Prof. Dr. Francisco Antônio Pinto Colares (Xikuta)...

A Faculdade de Iguatama pelas oportunidades e pela contribuição para a formação de meus conhecimentos...

A Association Nordeste - Reforestation & Education em especial, Anita Studer (Presidência na Suíça) e Neusa Falco (Presidência no Brasil), por todo o incentivo e investimento na realização deste trabalho...

Ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal pela oportunidade e formação...

Ao programa REUNE, posteriormente CAPES, pela bolsa de estudo concedida...

Aos velhos e novos amigos por tudo vivido, momentos jamais esquecidos...

A Universidade Federal de Viçosa, aos seus docentes e técnicos que contribuíram para a minha formação e desenvolvimento acadêmico, em especial Prof. Dr. Renato Neves Feio, pela fundamental cooperação e orientação na elaboração do projeto para aquisição da bolsa de estudos...

Aos funcionários do Museu de Zoologia João Moojen e aos colegas do Laboratório de Ornitologia pelas trocas de experiências...

Aos proprietários rurais que permitiram que o estudo fosse realizado em suas propriedades...

A todas as pessoas que de alguma forma colaboraram durante esta conquista, os meus sinceros agradecimentos!!!

SUMÁRIO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	4
CAPÍTULO I <i>COMUNIDADE DE AVES AQUÁTICAS DO MUNICÍPIO DE IGUATAMA, ALTO RIO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS - BRASIL</i>	6
INTRODUÇÃO	6
MÉTODOS	7
RESULTADOS	13
DISCUSSÃO	18
CONSIDERAÇÕES FINAIS	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	26
ANEXOS	33
CAPÍTULO II <i>A CONVENÇÃO RAMSAR COMO FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL: O CASO DO ALTO SÃO FRANCISCO</i>	43
A CONVENÇÃO RAMSAR	43
A CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL	44
SÍTIOS RAMSAR NO BRASIL E EM OUTROS PAÍSES SIGNATÁRIOS	45
ESTUDO DE CASO: LAGOAS MARGINAIS DO ALTO RIO SÃO FRANCISCO	48
CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS	52
ANEXOS	57

RESUMO

CARVALHO, Cristina Martins Simões, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, setembro de 2013. **Lagoas marginais: importância ecológica para a conservação de aves aquáticas no Alto Rio São Francisco, Minas Gerais – Brasil.** Orientador: Leonardo Esteves Lopes.

Este estudo avaliou a importância ecológica das planícies de inundação e das suas lagoas marginais associadas para a conservação de aves aquáticas no Alto Rio São Francisco. A área de estudos localiza-se no município de Iguatama, Minas Gerais, Brasil, numa área originalmente coberta por Cerrado. O Capítulo I trata da comunidade de aves aquáticas observada no município de Iguatama. Entre julho de 2012 e junho de 2013, foram realizados censos amostrais em dez lagoas marginais (cinco sazonais e cinco permanentes), com distribuição de 30 pontos de contagem (raio de 100 m) e esforço amostral de 3600min. Para a área amostral, assim como para cada sítio e estação (seca e chuvosa), foram calculadas/estimadas a riqueza e diversidade de espécies da sua comunidade de aves. A riqueza de espécies mostrou-se mais elevada durante a estação chuvosa do que durante a estação seca em todos os sítios amostrados. Por outro lado, a diversidade de espécies sofreu pouca variação sazonal. A análise de cluster (UPGMA) não revelou a formação de grupos distintos de acordo com a composição de espécies de cada um dos dois tipos de lagoas. Dentre as 41 espécies de aves aquáticas não Passeriformes registradas, merecem destaque três espécies ameaçadas (*Mycteria americana*, *Jabiru mycteria* e *Platalea ajaja*), além de duas espécies raras no estado (*Netta erythrophthalma* e *Laterallus exilis*). A área de estudos abriga uma das maiores populações conhecida de *M. americana* no sudeste do Brasil (ca. 120 indivíduos), com registros reprodutivos no local. As lagoas marginais sazonais mostraram-se o principal sítio de forrageamento das duas espécies de Ciconiidae ameaçadas registradas, merecendo, portanto, prioridade de conservação. O Capítulo II aborda a Convenção Ramsar como ferramenta para a conservação de áreas úmidas no Brasil. Esta convenção internacional pode ser uma interessante ferramenta para a captação de recursos e para o fomento de ações conservacionistas efetivas em uma área importante e degradada como o Alto Rio São Francisco, onde a criação de unidades de conservação mostra-se inviável.

ABSTRACT

CARVALHO, Cristina Martins Simões, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, september 2013. **Oxbow lakes: Ecological importance for the conservation of waterbirds in the upper San Francisco river, Minas Gerais - Brazil.** Advisor: Leonardo Esteves Lopes.

I evaluated the ecological importance of the floodplains and associated oxbow lakes to the conservation of waterbirds in the upper San Francisco river. The study area is located in the municipality of Iguatama, Minas Gerais, Brazil, in areas formerly covered by Cerrado vegetation. The first chapter focuses on the waterbird community found in the study area. Between July 2012 and June 2013, censuses were conducted in ten ponds sampled (five seasonal and permanent), with a distribution of 30 points (radius 100 m) and sampling effort 3600min. We calculated/estimated the species richness and diversity for the whole study area, as well as for each sampling site and season (wet and dry). Species richness was higher during the wet season for all sampling sites. On the other hand, species diversity did not show a consistent pattern of variation between seasons. A cluster analysis (UPGMA) did not reveal the formation of distinctive groups based on the species composition found in the two kinds of oxbow lakes. Among the 41 species of non-Passerines waterbirds recorded, three species are considered threatened (*Mycteria americana*, *Jabiru mycteria* and *Platalea ajaja*), and two are rare in Minas Gerais (*Netta erythrophthalma* and *Laterallus exilis*). The study area harbors one of the largest known populations of *M. americana* in southeastern Brazil (ca. 120 birds), with known records of breeding activity on previous years. Seasonal oxbow lakes were the main foraging sites of the two threatened Ciconiidae species found in the area, what demonstrates that this habitat is of paramount importance for the conservation of these species. The second chapter focuses on the Ramsar Convention on Wetlands as a conservation tool. I suggest that the Ramsar Convention provides a good opportunity for funding and for the effective implementation of conservation measures in important but highly degraded areas, where the creation of conservation units is difficult or unlikely, such as in the Upper São Francisco.

INTRODUÇÃO GERAL

As áreas úmidas, podem ser encontradas em todas as regiões do globo, sob os mais diferentes regimes climáticos, constituindo um ecossistema ecologicamente complexo e diverso (Accordi, 2010). Elas representam a transição entre os sistemas terrestres e aquáticos (Cowardin *et al.*, 1979), podendo ser definidas como “áreas recobertas por brejos, pântanos ou simplesmente água, sejam elas naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, estagnadas ou correntes, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas marinhas cuja profundidade, durante a maré baixa, não exceda seis metros” (Ramsar, 2002). As áreas úmidas incluem uma “grande diversidade de habitats, tais como brejos, turfeiras, planícies alagáveis, rios, lagos e áreas costeiras, tais como marismas, manguezais e pântanos costeiros, além de recifes de corais (...), bem como áreas úmidas criadas pelo homem, tais como tanques para o tratamento de águas servidas e reservatórios” (RAMSAR, 2002). Estas áreas contribuem significativamente para o bem estar humano, pois proporcionam uma série de serviços ambientais. Elas provêm, por exemplo, peixes, moluscos e crustáceos para a alimentação; fibras vegetais para a indústria; água para o abastecimento humano, animal, industrial e para a irrigação; regulação do clima e das enchentes; purificação da água, além de oportunidades turísticas e recreativas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Estima que cerca de 20% da superfície da América do Sul é coberta por áreas úmidas, as quais estão sujeitas a impactos decorrentes do crescimento acelerado da economia e suas consequências diretas e indiretas, tais como o aumento da industrialização, desenvolvimento de infra-estrutura, implantação de represas hidrelétricas, mineração e crescimento urbano Junk (2002). Em consequência da crescente demanda humana por recursos naturais, os quais têm sido frequentemente mal utilizados, as áreas úmidas encontram-se atualmente muito ameaçadas, especialmente nos países tropicais (Junk, 2002).

Dentre as áreas úmidas mais ameaçadas da América do Sul destacam-se as planícies de inundação, ou aluvionares, localizadas ao longo de grandes rios, que podem ser definidas como áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento de seus corpos d'água (Junk *et al.*, 1989; Mitsch & Gosselink, 1993). Estas áreas são caracterizadas pela presença de água rasa ou solo saturado de água, acúmulo de material orgânico proveniente da vegetação e presença de plantas e animais adaptados à vida aquática (Cordazzo & Seeliger, 1995). No Brasil, estas áreas ocupam cerca de 700.000 km², abrigando elevada diversidade de espécies (Tundisi, 1992).

As planícies de inundação apresentam grandes variações em suas características hidrológicas no decorrer do ano condicionadas pelo pulso de inundação, decorrentes da precipitação pluvial e da variação do nível da água do lençol freático (Junk *et al.*, 1989; Mitsch & Gosselink, 1993). Ao longo de um ciclo anual, as planícies de inundação tornam-se via de ciclagem de matéria e fluxo de energia entre as fases terrestres e aquáticas do sistema, o que acaba por sustentar alta produtividade e, conseqüentemente, elevada biodiversidade (Pinto *et al.*, 2003). A planície de inundação pode ser dividida em dois componentes: lagoas marginais sazonais, que permanecem secas durante parte do ano, e as lagoas marginais permanentes, que mantêm água durante toda estação seca (Welcomme, 1985).

A marcada oscilação anual no nível das águas das lagoas marginais atrai grande quantidade de aves aquáticas, que convergem para o local em busca da elevada oferta momentânea de peixes e invertebrados (Sick, 1997). É justamente esta marcada variação sazonal na disponibilidade de recursos que faz com que muitas espécies de aves aquáticas, realizem deslocamentos em busca de locais para alimentação, abrigo, descanso, pernoite e reprodução (Parker III *et al.*, 1996).

As aves aquáticas desempenham um importante papel ecológico nas áreas úmidas (Kitchell *et al.*, 1999; Weller, 1999), sendo por esse motivo, que estudos sobre os efeitos dos impactos antrópicos sobre as populações de aves aquáticas é tão importante (Weller, 1999). Atualmente, as áreas úmidas podem ser consideradas ecossistemas altamente ameaçados devido a sua perda de área, fragmentação e degradação causadas principalmente pela expansão urbana, assoreamento, drenagem, aterro, poluição, mineração e excesso de extração de água (Weller, 1999; Carvalho & Ozório, 2007). Tais impactos antrópicos podem acarretar no desaparecimento de processos ecológicos vitais, que interferem diretamente na riqueza e estrutura das populações de aves aquáticas, comprometendo ou mesmo inviabilizando áreas suporte para sua alimentação, reprodução e refúgio.

Declínios nas populações de aves aquáticas ao redor do globo têm sido observados ao longo das últimas décadas, o que pode ser considerado um reflexo direto do descaso da humanidade com a conservação das áreas úmidas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Ramsar, 2013). Por exemplo, das 1.138 populações biogeográficas de aves aquáticas cujas tendências populacionais são bem conhecidas, 41% encontram-se em declínio. Das 964 espécies predominantemente dependentes de áreas úmidas, 203 (21% do total) estão ameaçadas em nível global ou mesmo extintas. Situação mais crítica é observada na Ásia e na Oceania, onde uma em cada seis espécies de aves aquáticas já se encontra extinta (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Atualmente, a avifauna aquática exclusivamente dependente

de áreas úmidas de água doce apresenta status de ameaça mais severo do que as espécies encontradas em ambientes marinhos e costeiros (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Tais constatações são preocupantes, reforçando ainda mais a necessidade do aumento nos esforços para conservar as espécies de aves aquáticas brasileiras e seus habitats, antes que seja tarde.

Em função da crescente degradação e perda de áreas úmidas de importância internacional, principalmente para as aves aquáticas, foi assinado em 1971 na cidade de Ramsar, no Irã, um tratado ambiental global, específico para áreas úmidas. A Convenção Ramsar, conhecida como Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional objetiva integrar um conjunto de ações conservacionistas junto ao uso racional das áreas úmidas em nível local, regional e nacional (Ramsar, 2002).

O tratado Ramsar prevê o reconhecimento das áreas úmidas como recurso econômico, cultural, científico e recreativo, visando à conservação não apenas do habitat, mas também da flora e fauna destes ecossistemas. As áreas úmidas de importância mundial passaram a ser, desde então, reconhecidas como “Sítios Ramsar” e de um modo geral é preciso que a área apresente “significância internacional em termos ecológicos, botânicos, zoológicos, limnológicos ou hidrológicos” (Ramsar, 2010). Os critérios para o reconhecimento de um Sítio Ramsar dividem-se basicamente em dois grupos: A) sítios contendo tipos de áreas úmidas representativas, raras ou únicas e B) sítios de importância internacional para a conservação da biodiversidade. Maiores detalhes sobre critérios para designação de um Sítio Ramsar podem ser encontrados em: <<http://www.ramsar.org/pdf/lib/hbk4-17.pdf>>.

A Convenção Ramsar possui pouco mais de 2.120 sítios, os quais cobrem cerca de 205.369.098 ha, com 167 países contratantes incluindo o Brasil (Ramsar, 2013). Ironicamente, apesar das extensas áreas úmidas existentes em território nacional, apenas 11 Sítios Ramsar são reconhecidos para o Brasil, totalizando 6.568.359 ha. Todos os sítios Ramsar brasileiros coincidem com áreas já protegidas por alguma categoria do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, tais como o Parque Estadual do Rio Doce, localizado em Minas Gerais, reconhecido apenas em 26 de fevereiro de 2010 (Brasil, 2012).

Neste estudo analisou-se a importância das lagoas marginais para a conservação das populações de aves aquáticas presentes no Alto Rio São Francisco - Minas Gerais, assim como investigar as possibilidades e benefícios que o reconhecimento da região como um Sítio Ramsar poderia trazer para a conservação das áreas úmidas locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCORDI, I. **Pesquisa e conservação de aves em áreas úmidas**. 47-60 p. In: Von MATTER, S. V. STRAUBE, F. C.; ACCORDI, I. A.; PIACENTINI V. Q. & CÂNDIDO Jr, J. F. *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Technical Books. Rio de Janeiro. 516p. 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Zonas Úmidas: Convenção de Ramsar**. MMA/SBF. www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo. Acessado em fevereiro de 2012.
- CARVALHO, A. B. P. & OZÓRIO, C. P. Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**. Canoas. vol. 1, n° 2, 83-95p. 2007.
- CORDAZZO, C.V. & SEELIGER, U. **Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil**. FURG. Rio Grande. 275 p. 1995.
- COWARDIN, L. M.; CARTER, V.; GOLET, F. C. & LAROE, E. T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Fish and Wildlife Service. Washington. 131p. 1979.
- JUNK, W. J. **Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands**. *Environmental Conservation*. vol. 29. n° 4. 414-435p. 2002.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. **The flood pulse concept in river-floodplain systems**. 110-127p. In: DODGE, D. P. *Proceedings de the International Lange River Symposim*. Canadian Special Publications of Fisheries & Aquatic Sciences. Ottawa. vol. 106. 1989.
- KITCHELL, J. F.; SCHINDLER D. E.; HERWIG B. R.; POST, D. M. & OLSON, M. H. **Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge**. *Limnology & Oceanography*. vol.44. n° 3. 828-836p. 1999.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis**. World Resources Institute. Washington. 68 p. 2005.
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold. New York. 721p.1993.
- PARKER III, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. **Ecological and distributional databases**. 111-113p. In: STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. & T. A. PARKER III. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press. Chicago. 436 p. 1996.
- PINTO, M. T. C.; YU, L.-W. & BARBOSA, F. A. R. **Dinâmica mineral na interface terra-**

- água no alto São Francisco.** 51-69p. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais.* PUC Minas. Belo Horizonte. 468p. 2003.
- RAMSAR. **Designating Ramsar Sites.** Strategic Framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance, Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th ed. RAMSAR. Gland. vol. 17. 20p. 2010.
- RAMSAR. **The Convention on Wetlands.** Gland. RAMSAR. www.ramsar.org. Acesso em abril de 2013.
- RAMSAR. **Wetlands: water, life, and culture.** 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). Valencia. 18-26p. 2002.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira.** Nova Fronteira. Rio de Janeiro. 862p. 1997.
- TUNDISI, J. G. **Conservation and management of continental aquatic ecosystems in Brazil.** p In: International Conference on the Conservation and Management of Lakes. 4 ed. Hangzhou. Chinese Academy of Environmental Sciences. Pequim. 654p. 1992.
- WELCOMME, R. L. 1985. **River Fisheries.** FAO Fisheries Technical Paper, 330 pp.
- WELLER, M. W. **Wetland birds: Habitat resources and conservation implications.** Cambridge University Press. Cambridge. 265 p. 1999.

CAPÍTULO I

COMUNIDADE DE AVES AQUÁTICAS DO MUNICÍPIO DE IGUATAMA, ALTO RIO SÃO FRANCISCO, MINAS GERAIS - BRASIL

INTRODUÇÃO

As áreas úmidas encontram-se altamente ameaçadas em diversas regiões do mundo. Dentre as principais ameaças sofridas destacam-se a perda de área, fragmentação, expansão urbana, assoreamento, drenagem, aterro, poluição, mineração, excesso de extração de água e sobrepesca (Weller, 1999; Wetlands International, 2010). Tais impactos antrópicos acarretam o desaparecimento de processos ecológicos vitais para as populações de aves aquáticas, comprometendo ou mesmo inviabilizando áreas essenciais para sua alimentação, reprodução e refúgio (Weller, 1999; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Ramsar, 2011).

As planícies de inundação ao longo dos rios, constituem-se em tipos de áreas úmidas mais ameaçadas do mundo (Junk et al., 1989; Mitsch & Gosselink, 1993). Elas apresentam grandes variações hidrológicas anuais em função da sazonalidade da precipitação e do nível da água do lençol freático, resultando em alagamentos sazonais, denominados pulso de inundação, (Mitsch & Gosselink, 1993). Associadas às planícies de inundação destacam-se as lagoas marginais (Souza Filho & Stevaux, 1995), que se formam quando as áreas alagadas do sistema rio-planície de inundação se isolam do canal principal do rio (Lowe-McConnell, 1975; Welcomme, 1979). Algumas destas lagoas permanecem cheias até a inundação seguinte, sendo consideradas permanentes, enquanto que outras secam durante a estação seca, sendo consideradas sazonais (Junk et al., 1989, Junk & Welcomme 1990).

As lagoas marginais são importantes locais para a manutenção da biodiversidade, sendo, por exemplo, o principal criadouro de espécies de peixe que realizam piracema (Welcomme, 1985; Agostinho et al., 1993; Pompeu & Godinho, 2003). Diversas espécies de aves aquáticas se utilizam das lagoas marginais e da sua vegetação associada como sítio de descanso, pernoite, reprodução e, principalmente, alimentação (Parker et al., 1996), pois a oscilação anual no nível das águas das lagoas resulta em uma elevada oferta sazonal de alimento, onde muitos peixes ficam aprisionados em águas rasas (Sick, 1997; Del Hoyo et al. 1992).

As aves aquáticas desempenham importante papel ecológico nas áreas úmidas (Kitchell et al., 1999; Weller, 1999; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). É por esse motivo que o status de conservação de diversas espécies de aves aquáticas no Brasil e no restante do mundo vem se deteriorando rapidamente nos últimas décadas (Millennium

Ecosystem Assessment, 2005; Brasil, 2011).

Há apenas cerca de 20 anos as pesquisas com aves aquáticas vêm sendo realizadas com maiores detalhes em território nacional, sendo ainda grandes as lacunas de conhecimento com relação ao tamanho e às tendências populacionais da maioria das espécies (Develey, 2006). Pouco se conhece sobre as aves aquáticas em áreas de planície de inundação do sudeste do país, pois os raros estudos realizados em território nacional encontram-se concentrados no norte (e.g. Cintra et al., 2007, Cohn-Haft et al., 2008) e no sul do país (Accordi & Barcellos, 2006). Particularmente preocupante é a situação de conservação das áreas úmidas situadas ao longo do Alto Rio São Francisco, região sob severas ameaças antrópicas (Drummond et al. 2005), cujo real impacto sobre a avifauna aquática é ainda desconhecido. Estudos sobre a avifauna aquática desta região são necessários para que se possa avaliar o status de conservação local de espécies, o que viabilizará a proposição de medidas efetivas para conservação. Desse modo, o presente estudo tem como objetivo apresentar um levantamento qualitativo e quantitativo da avifauna aquática encontrada no município de Iguatama, Alto Rio São Francisco, Minas Gerais, Brasil, avaliando a importância ecológica das lagoas marginais (sazonais e permanentes) para a conservação destas espécies.

Hipóteses

1. A riqueza, diversidade e abundância de aves aquáticas variam ao longo do ano na área amostrada;
2. A variação na riqueza, diversidade e abundância de espécies é, em grande parte, influenciada pelo pulso de inundação;
3. A composição da comunidade de aves aquáticas encontrada nas lagoas marginais permanentes difere da composição encontrada nas lagoas marginais sazonais;
4. Lagoas marginais sazonais são mais importantes do ponto de vista conservacionista do que as lagoas permanentes, pois retêm maiores populações de espécies ameaçadas.

MÉTODOS

Área de estudo. A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco é a terceira maior do Brasil, abrangendo uma área de 639.219 km² (Codevasf, 2013). Devido à sua grande extensão, a Bacia do Rio São Francisco é dividida em quatro regiões: Alto São Francisco (das nascentes em São Roque de Minas até a cidade de Pirapora - Minas Gerais, 111.804 km²), Médio São Francisco (de Pirapora até Remanso - Bahia, 339.763 km²), Sub-Médio São Francisco (de Remanso até Paulo Afonso - Bahia, 155.637 km²) e Baixo São Francisco (de

Paulo Afonso até sua foz - Bahia/Sergipe, 32.013 km²), (Cbhsf, 2013). O rio São Francisco e seus afluentes atravessam três grandes domínios biogeográficos brasileiros (Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica), com destaque para o Cerrado (Codevasf, 2013), que cobre praticamente metade da área da bacia, especialmente no estado de Minas Gerais e oeste e sul da Bahia (Cbhsf, 2013).

O presente estudo foi conduzido ao longo do Rio São Francisco e tributários no município de Iguatama - Minas Gerais (Figura 1). A classificação climática segundo o sistema de Köppen (1948) é do tipo Cwa, clima tropical brando semiúmido e inverno seco. A temperatura média anual é de 21,4° C. No período de abril a setembro as temperaturas são mais baixas, com média de 17,5° C, podendo atingir o mínimo absoluto em junho e julho, de 1,4° C. No período de outubro a março as temperaturas são mais elevadas, atingindo uma média de 24° C, com máxima absoluta de 35° C (Nimer, 1989).

É nas cabeceiras do rio São Francisco, na região próxima de Iguatama no centro oeste mineiro, que se observa a maior pluviosidade anual em toda a bacia, da ordem de 1.500 mm distribuídos irregularmente ao longo do ano. Duas estações bem marcadas são observadas, uma seca, que se estende de abril a setembro, e uma chuvosa, de outubro a março (Nimer, 1989). O período de dezembro a março é o mais crítico em relação à ocorrência de enchentes, que podem durar várias semanas, resultando no alagamento de suas várzeas, o que coincide com os maiores índices de precipitação (Ana, 2004), acompanhando a cheia do rio São Francisco na região (Sampaio & López, 2003).

Para determinação dos sítios amostrais foram utilizadas imagens de satélite disponibilizadas pelo Google Earth (<http://earth.google.com/>). Tal processo foi facilitado pelo conhecimento prévio da autora, que já havia realizado trabalhos de campo não sistematizados no local ao longo dos anos de 2006-2010. O uso de imagens digitais gratuitamente disponíveis na internet tem se mostrado uma importante ferramenta para a delimitação de áreas de amostragem, reduzindo os custos e agilizando o processo de escolha das áreas (Olea & Mateo-Tomás, 2013).

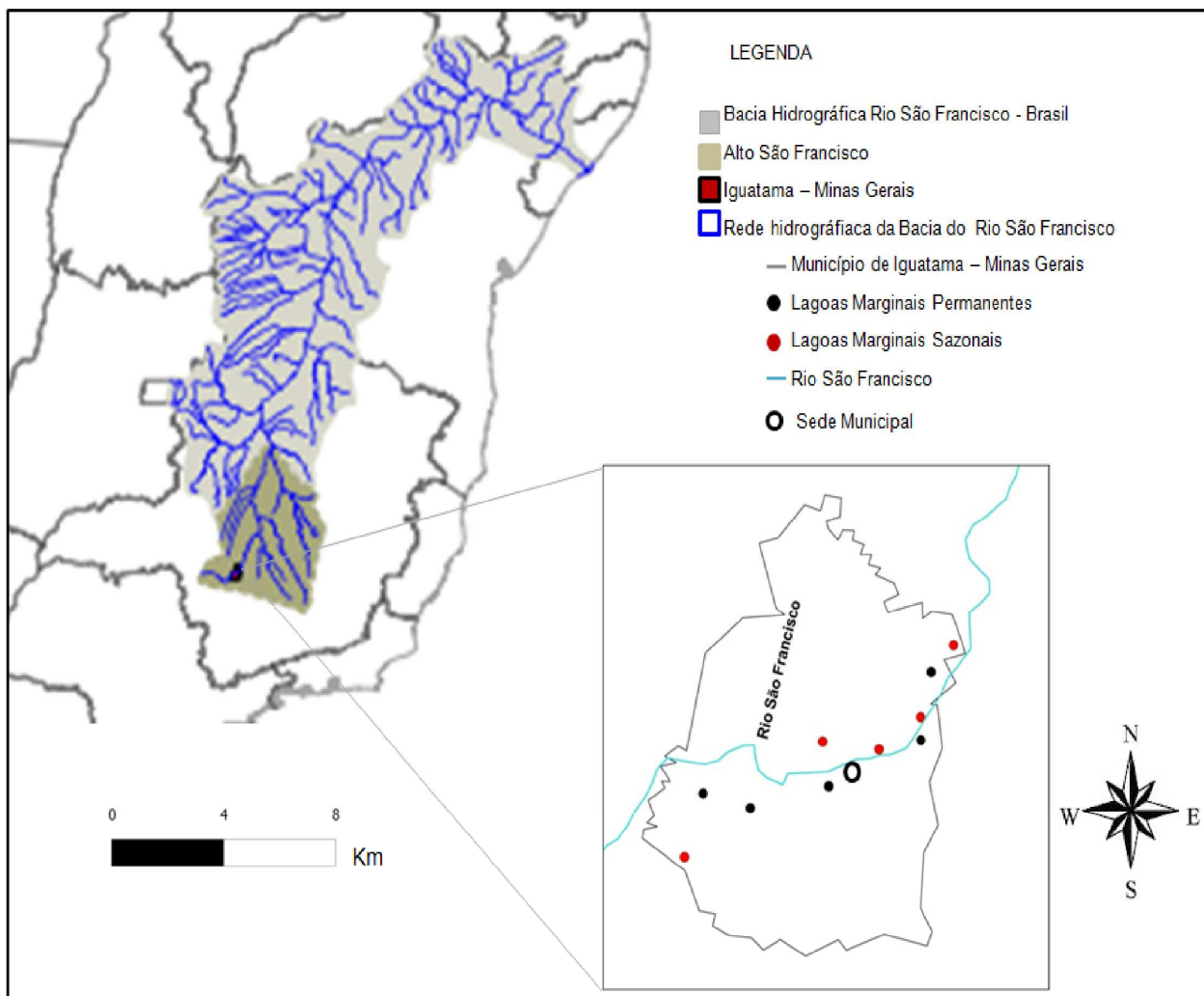


Figura 1. Limites do Alto Rio São Francisco em Minas Gerais em relação ao restante da bacia. Em destaque são mostrados os sítios de amostragem ao longo do rio, no município de Iguatama.

Foram selecionados dez sítios com condição de aplicar a metodologia proposta para a região (Figura 1), com área superior a 1200km e tivesse ligação marginais com o Rio São Francisco ou tributários. A escolha dos sítios teve como base, além das características de tamanho e localização, a presença de colônias reprodutivas de aves aquáticas, bem como de importantes sítios de alimentação e pernoite. Cinco destes sítios correspondem a áreas alagáveis com formação de lagoas marginais permanentes (retêm água ao longo de todo o ano) e cinco com formação de lagoas marginais sazonais (retêm água por um período de dois a três meses, ficando totalmente secas ou com apenas um pequeno charco após a vazante). As lagoas sazonais são localmente denominadas de "alagados".

Todos os sítios amostrados encontram-se inseridos em uma matriz agrária altamente impactada pela ação antrópica, onde predomina a pecuária bovina e as plantações, com destaque para a cana-de-açúcar, atividade agrícola de maior crescimento no município nos

últimos cinco anos (Oliveira et al, 2012). Os remanescentes de vegetação nativa encontrados na região são muito fragmentados e degradados, em função do corte seletivo e pastejo para gado, que tem livre acesso às áreas. Em diversos trechos a mata ciliar chegou mesmo a ser suprimida para a expansão de lavouras e pastagens. Todas as lagoas amostradas, inclusive as permanentes, possuem grandes canais de drenagem, geralmente implantados durante o Programa Pró Várzea na década de 1970, os quais amortecem as inundações periódicas do rio, permitindo o aumento das áreas agricultáveis (Diegues, 1994), cujos impactos ambientais nunca foram estudados em detalhe (Amda, 2012).

Embora faltem dados batimétricos das lagoas estudadas, é possível caracterizá-las tendo como base estudos conduzidos por Pinto et al. (2003) em lagoas semelhantes localizadas no Alto São Francisco. As lagoas marginais permanentes devem apresentar profundidade máxima de 2,0m na estação seca, podendo atingir até 15,0m na estação chuvosa. Já as lagoas sazonais devem apresentar profundidade de até 4,0m na estação chuvosa, permanecendo secas ou apenas encharcadas na estação seca.

A Tabela 1 apresenta os sítios amostrais e suas coordenadas geográficas, bem como o tipo de formação alagável, perímetro (km) e os tipos de habitat disponíveis em cada lagoa marginal amostrada. Para uma descrição mais detalhada dos tipos de hábitat identificados, consulte a legenda do Anexo III.

Tabela 1. Lagoas marginais amostradas em Iguatama no centro oeste mineiro - Alto São Francisco, com suas respectivas coordenadas geográficas, na condição de sazonal ou permanente, com perímetro aproximado e tipo de habitat disponível.

SÍTIO AMOSTRAL	COORDENADAS	TIPO DE LAGOA	PERÍMETRO (km)	HABITATS DISPONÍVEIS
Lagoa do Marcinho	20°05'38"S/45°39'24"O	Permanente	3,83	CP, FA, FS, LM, ME, MF, PA, PG, PL, PS
Lagoa da Mata	20°11'38 "S/45°47'59"O	Permanente	2,87	CP, FS, LM, ME, MF, PS
Lagoa da Inhumá	20°10'36"S/45°50'52"O	Permanente	8,00	CP, FS, LM, ME, MF, PG, PL, PS
Lagoa das Piranhas	20°08'49"S/45°40'60"O	Permanente	3,00	CP, FA, FS, LM, ME, MF, PA, PG, PL, PS
Lagoa do Espraiado	20°10'49"S/45°44'25"O	Permanente	3,25	CP, FA, FS, LM, ME, MF, PA, PG, PL, PS
Alagado da Barra	20°07'37"S/45°39'55"O	Sazonal	6,34	FA, FS, LM, ME, PA, PG, PL, PS
Alagado do Mardone	20°04'34"S/45°38'33"O	Sazonal	3,77	CP, FS, LM, ME, PG, PL
Alagado Ribeirão dos Patos	20°14'2"S/45°51'25"O	Sazonal	4,18	FS, LM, ME, PG, PL, PS
Alagado do Repolho	20°08'43"S/45°44'37"O	Sazonal	2,25	FS, PG, PL, PS
Alagado dos Guelli	20°09'18"S/45°41'48"O	Sazonal	3,16	FS, LM, ME, PG, PL, PS

Legenda: CP (capão de mata), FA (floresta ciliar alagada), FS (floresta ciliar seca), LM (lâmina d'água da lagoa), ME (macrófitas emergentes), MF (macrófitas flutuantes), PA (praia arenosa), PG (pastagem alagada), PS (pastagem seca) e PL (praia lamacenta).

Coleta de dados.

Foram consideradas como aves aquáticas todas as espécies indicadas por Accordi

(2010) como tal. Não foram amostrados os representantes da ordem Passeriformes, pois as espécies encontradas na área de estudo são comuns e de ampla distribuição geográfica (e.g. *Certhiaxis cinnamomeus*, *Fluvicola nengeta* e *Chrysomus ruficapillus*), apresentando baixo valor de conservação.

Para determinar a composição da comunidade de espécies de aves aquáticas, bem como a sua sazonalidade na área de estudo, foi realizada uma visita mensal em cada um dos dez sítios amostrais selecionados, com início em julho de 2012 e término em junho de 2013. Em cada um dos sítios amostrais foram demarcados três pontos de contagem, devidamente georreferenciados e espaçados por no mínimo 400 m de distância (Bibby et al., 2000). O tempo de permanência em cada ponto foi de 10 min (Bibby et al., 2000), perfazendo 120 min por ponto ao longo do ano, com um total de 360 min por sítio amostral, ou 3600 min se considerados todos os sítios amostrais. As amostragens foram realizadas durante o período da manhã, desde o nascer do sol até as 10h00, ou da tarde, das 15h00 até o pôr do sol (Sick, 1997), ressaltando-se que em dias chuvosos não foram feitas observações. A sequência de amostragem dos pontos, assim como o período de observação (manhã ou tarde), foram determinados diariamente por meio de sorteio, a fim de eliminar o efeito da hora do dia, que em muitos lugares e para algumas espécies pode influenciar nos resultados dos censos (Wetlands International, 2013).

Alguns autores recomendam que, após a chegada ao ponto de contagem, o observador aguarde um pequeno intervalo antes do início da contagem, de modo a permitir que as aves que porventura tenham se agitado com sua aproximação retomem o comportamento habitual (Bibby et al., 2000). Entretanto, este intervalo não foi adotado, pois diversas espécies de aves aquáticas com comportamento críptico, tais como alguns frangos d'água, marrecas e socós, geralmente são detectadas apenas quando espantadas pelo observador no momento de sua chegada ao ponto de contagem.

As espécies detectadas em cada ponto, foram registradas, sendo consideradas todas as espécies visualmente e auditivamente identificadas (Bibby et al. 2000). Para auxiliar na identificação foram utilizados binóculos (7,5 x 42mm) e gravador digital (Sony ICD-UX512). Também foi utilizado *playback* para evidenciar a presença da saracura *Laterallus exilis*, espécie esquiwa e de detecção complexa, apenas recentemente registrada em Minas Gerais (Lopes et al., 2012). O *playback* foi emitido sempre que esta espécie não tivesse sido registrada durante os primeiros minutos do censo em cada ponto. Portanto, é possível que a abundância relativa desta espécie esteja superestimada. Por fim, foi identificado a ocupação ou evidências de formação de colônias reprodutivas, tais como ninhos abandonados na região.

Para aumentar a efetividade do levantamento foram adotados os seguintes critérios: 1) indivíduos observados sobrevoando a área de estudo com o objetivo claro de forrageamento foram registrados; 2) indivíduos observados apenas cruzando o espaço aéreo em voo sem destino não foram registrados; 3) deslocamentos de indivíduos dentro do ponto ou entre pontos foram cuidadosamente observados, de modo a se evitar a contagem em duplicidade de um mesmo indivíduo (Vielliard et al., 2010, Bibby et al., 2000).

A contagem direta, com o objetivo de determinar o tamanho mínimo das populações locais, foi realizada para três espécies de interesse conservacionista em Minas Gerais (*Jabiru mycteria*, *Mycteria americana* e *Platalea ajaja*) e para duas espécies que estabelecem colônias reprodutivas na região (*Ardea cocoi* e *Anhinga anhinga*, além de *M. americana*). Para a estimativa populacional destas espécies foram realizadas contagens mensais durante a estação seca (apenas meses de abril, maio e junho amostrados) e a estação chuvosa (janeiro, fevereiro e março). As contagens foram realizadas em cada um dos sítios amostrais a partir de um ponto de visão privilegiada, geralmente mais elevado, que permitia um amplo campo de visão (Bibby et al., 2000). Nestes pontos foi realizada, com o auxílio de binóculos, uma varredura de 1 a 2 hrs de observação por sítio amostral, sendo efetuada a contagem total dos indivíduos visualizados. Uma vez que todas as dez lagoas foram visitadas em um intervalo máximo de 60 horas, assumiu-se que eventuais deslocamentos de aves entre lagoas foram desprezíveis. Os dados de contagem para cada mês representaram os tamanhos populacionais mínimos de cada espécie, para a área de estudo.

Para a estimativa do tamanho das colônias reprodutivas na área, o procedimento adotado foi a contagem direta da colônia (cerca de 1 a 2 hrs por colônia) utilizando como unidade de contagem o “ninho aparentemente ocupado” (Bibby et al., 2000). As contagens das colônias reprodutivas foram realizadas quinzenalmente durante a ocupação reprodutiva da espécie, sempre no final da tarde, quando a quase totalidade dos adultos já se encontrava presente no ninho, após retornarem dos sítios de alimentação (Urfi et al., 2005).

A nomenclatura científica e a sequência taxonômica das espécies registradas seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2013). Sempre que possível os registros obtidos foram documentados com câmera fotográfica e gravador digital. Todas as espécies identificadas foram classificadas quanto ao seu status de ameaça, sendo, para isso, utilizadas as listagens de espécies ameaçadas em nível estadual (Copam, 2010), nacional (Machado et al., 2008) e global (Birdlife International, 2013).

Análises dos dados

Para cada um dos dez sítios amostrais em cada estação (seca e chuvosa), bem como

para o conjunto de cinco sítios de cada tipo de hábitat (lagoa marginal sazonal e permanente) foram analisado: 1) a riqueza observada de espécies; 2) a riqueza estimada de espécies através do jackknife de primeira-ordem (Colwel, 2013), um dos mais eficientes estimadores disponíveis (Walther & Moore 2005); 3) a abundância relativa de cada espécie através do Índice Pontual de Abundância (IPA), que é igual ao número total de contatos obtidos, dividido pelo número total de pontos de contagem ($n = 15$) como indicado por Vielliard et al. (2010) e 4) índice de diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 2004).

Para a comparação entre os padrões de riqueza e abundância relativa de espécies entre lagoas sazonais e permanentes, foi construído um diagrama de abundância relativa (“rank/abundance plot”). Para se avaliar a similaridade da composição da avifauna entre as áreas estudadas foi realizada uma análise de agrupamento do tipo UPGMA (“Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean”), utilizando distâncias euclidianas (Legendre & Legendre, 1998), tendo como base uma matriz de presença/ausência de espécies ao longo do ano.

Para as espécies de interesse conservacionista, os dados das contagens populacionais são apresentados na forma bruta, traduzindo o número mínimo de indivíduos que se utilizam das áreas amostrais (lagoas marginais sazonais e permanentes) nos dois períodos amostrados (seca e chuva).

RESULTADOS

Foram registradas 41 espécies de aves aquáticas não Passeriformes durante o levantamento qualitativo, distribuídas em 17 famílias e dez ordens (Anexo I). As famílias mais representativas foram Ardeidae e Rallidae, com sete espécies, seguidas pela família Anatidae, com cinco espécies. Destaca-se a presença de duas espécies raras para Minas Gerais, sendo elas *Netta erythrophthalma* e *Laterallus exilis*.

As cinco espécies mais abundantes na área de estudo, considerando-se todos os sítios amostrados, foram, em ordem decrescente de abundância: *Dendrocygna viduata*, *Ardea alba*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Egretta thula* e *Dendrocygna autumnalis*. Quatro destas espécies também foram as mais abundantes em ambos os tipos de lagoas quando estes foram considerados separadamente. Foge a este padrão *P. brasilianus*, que apresentou uma elevada abundância relativa nas lagoas permanentes (IPA = 57,80), sendo relativamente rara nas lagoas sazonais (IPA = 1,20).

Além de *P. brasilianus*, outras espécies foram favorecidas por um ou outro tipo de lagoa. Dentre as espécies que demonstraram uma nítida ocupação em um dos tipos merece

destaque *Mycteria americana*, *D. viduata* e *E. thula*, de maior ocorrência em lagoas sazonais, bem como *Jacana jacana* em lagoas permanentes (Anexos I e III). Algumas dessas espécies apresentaram uma dramática variação sazonal na sua abundância. Por exemplo, quando considerados todos os sítios amostrais em conjunto, *P. brasiliensis* foi sete vezes mais abundante durante a estação seca do que durante a estação chuvosa. De maneira contrastante, *E. thula* foi 23 vezes mais abundante durante a estação chuvosa, o mesmo ocorrendo para *D. autumnalis* (cinco vezes) e para *A. alba* (três vezes).

Existe uma variação sazonal na riqueza de espécies entre os períodos de chuva e de seca, sendo a maior riqueza observada durante o período chuvoso em todas as lagoas (Figura 2, Anexo II). Por outro lado, não foi observado um padrão claro de variação na diversidade de espécies entre as estações (Figura 2, Anexo II), com algumas lagoas exibindo valores praticamente idênticos entre estações, enquanto que outras exibiram aumento ou redução na sua diversidade entre estações.

O diagrama de abundância relativa revelou grande similaridade entre os padrões de riqueza e abundância relativa de espécies para lagoas sazonais e permanentes (Figura 4). Dessa maneira a estruturação das comunidades de aves encontradas em lagoas permanentes e sazonais não difere entre si, pelo menos no tocante ao número de espécies e à abundância relativa entre elas.

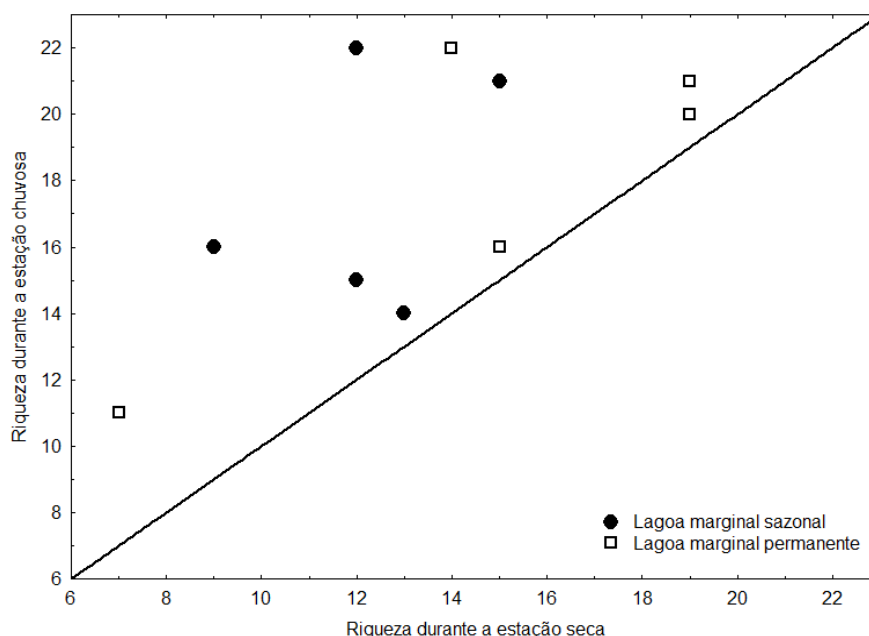


Figura 2. Variação da riqueza de espécies de aves aquáticas em cinco lagoas marginais sazonais e cinco permanentes entre os períodos de seca e chuva no Alto São Francisco, Minas Gerais. A linha contínua indica igualdade na riqueza de espécies entre as estações.

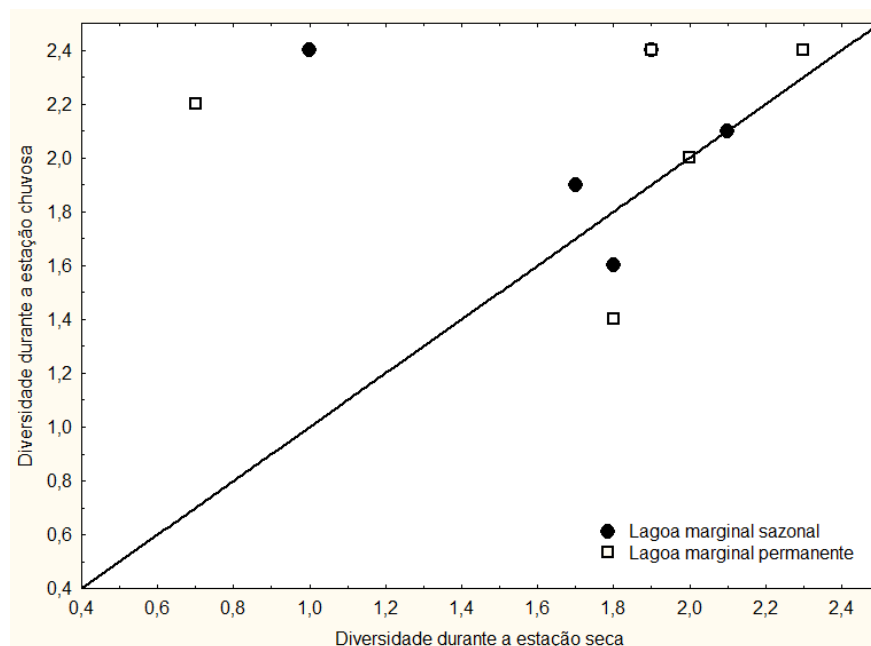


Figura 3. Variação da diversidade de espécies de aves aquáticas estimada pelo índice de Shannon-Wiener em cinco lagoas sazonais e cinco permanentes entre os períodos de seca e chuva no Alto São Francisco, Minas Gerais. A linha contínua indica igualdade na diversidade de espécies entre as estações.

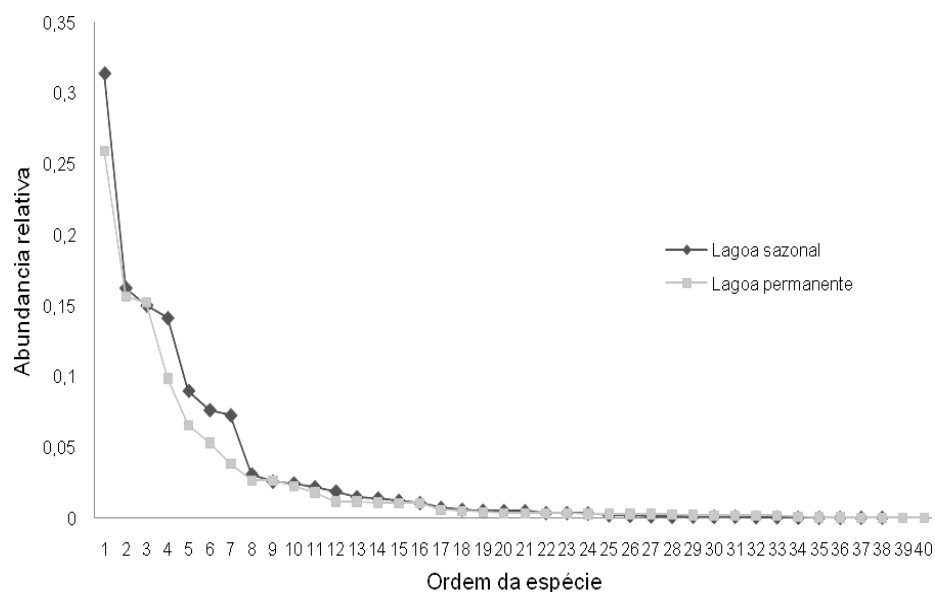


Figura 4. Abundância relativa das espécies de aves aquáticas registradas em lagoas sazonais e permanentes de Iguatama, Alto Rio São Francisco, Minas Gerais, Brasil.

A análise de agrupamento (UPGMA) indicou que não há uma formação clara de dois grupos distintos entre as áreas de lagoas permanentes e lagoas sazonais (Figura 5). Dessa maneira, não é possível identificar comunidades de aves distintas entre os dois tipos de lagoas, ao menos no tocante a presença/ausência de espécies.

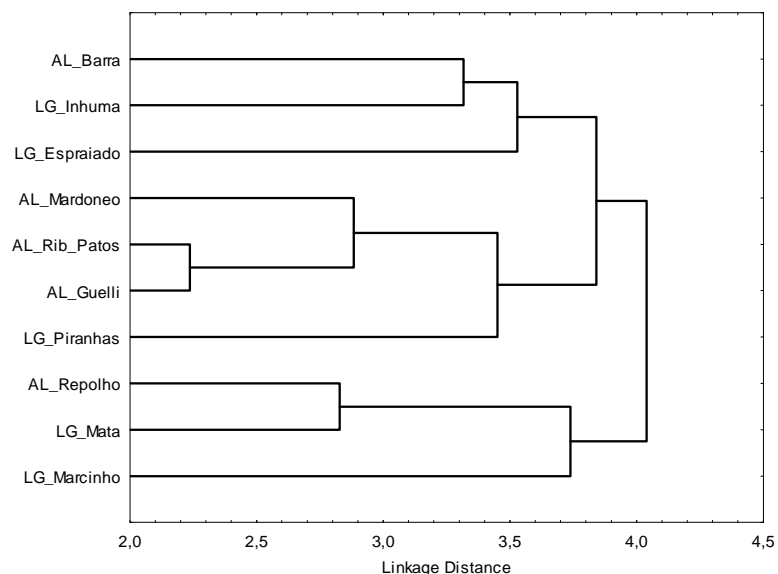


Figura 5. Dendrograma obtido pelo método de cluster UPGMA a partir de dados de presença/ausência de espécies em dez sítios amostrais (AL = alagado; LG = lagoa permanente) no Alto São Francisco, Minas Gerais.

Das 41 espécies registradas, apenas três encontram-se ameaçadas em Minas Gerais, sendo elas *J. mycteria*, considerado em perigo de extinção, e *M. americana* e *P. ajaja*, considerados vulneráveis. As demais espécies listadas apresentam status não preocupante.

A contagem das três espécies de interesse conservacionista revelou que *M. americana* é a espécie com maior tamanho populacional, com maioria dos registros em lagoas marginais sazonais no período de chuva (Figuras 5 e 7). A população máxima desta espécie foi contabilizada no mês de janeiro, totalizando 121 indivíduos. Na sequência de maior tamanho populacional, *Platalea ajaja*, registrada somente em lagoas marginais sazonais, no período seca. A população máxima da espécie foi registrada em de abril (19 indivíduos). *A. cocoi* apresentou maioria dos registros em lagoas marginais permanentes no período de chuva. A máxima populacional desta espécie foi no mês de janeiro, totalizando dez indivíduos. *Jabiru mycteria* foi registrado somente em lagoas marginais sazonais no período de seca. A máxima populacional desta espécie foi registrada em maio, totalizando oito indivíduos. *Anhinga anhinga* foi registrada somente em lagoas marginais permanentes, sendo igualmente registrada nos períodos de seca e chuva. A população máxima desta espécie foi igualmente contabilizada nos meses de janeiro e maio, totalizando seis indivíduos (Figura 6).

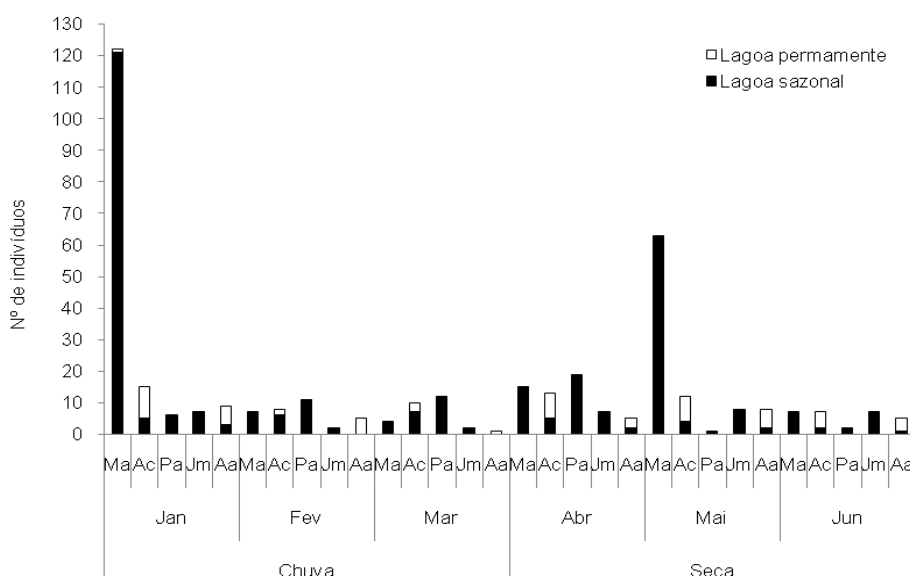


Figura 6. Registros da avifauna aquática de interesse conservacionista nos períodos de seca e chuva, indicando se esses registros foram obtidos em lagoas marginais sazonais ou permanentes de Iguatama, Minas Gerais, Alto São Francisco.

Dentre as espécies de interesse conservacionista, apenas *A. cocoi* foi registrada em atividade reprodutiva durante este estudo, com ninhos ativos registrados entre os meses de julho a janeiro. O pico de reprodução da espécie foi no mês de setembro de 2012, com 15 ninhos ativos (Figura 7). É importante destacar que não foi realizado esforço direcionado à busca por ninhos de espécies que não nidificam em colônia, tais como os Rallidae.

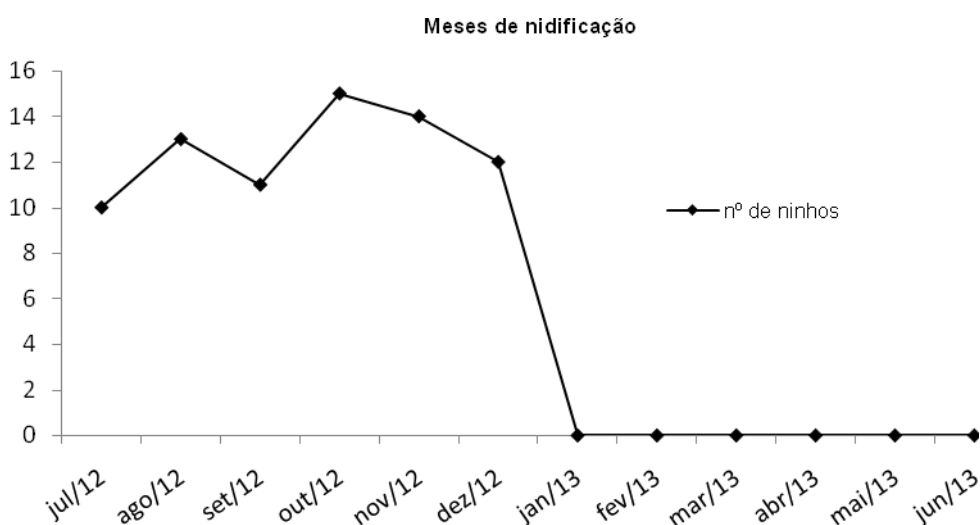


Figura 7. Número de ninhos de *Ardea cocoi* contados em uma colônia reprodutiva em Iguatama, Alto Rio São Francisco, Minas Gerais, Brasil no ano de 2012 e 2013.

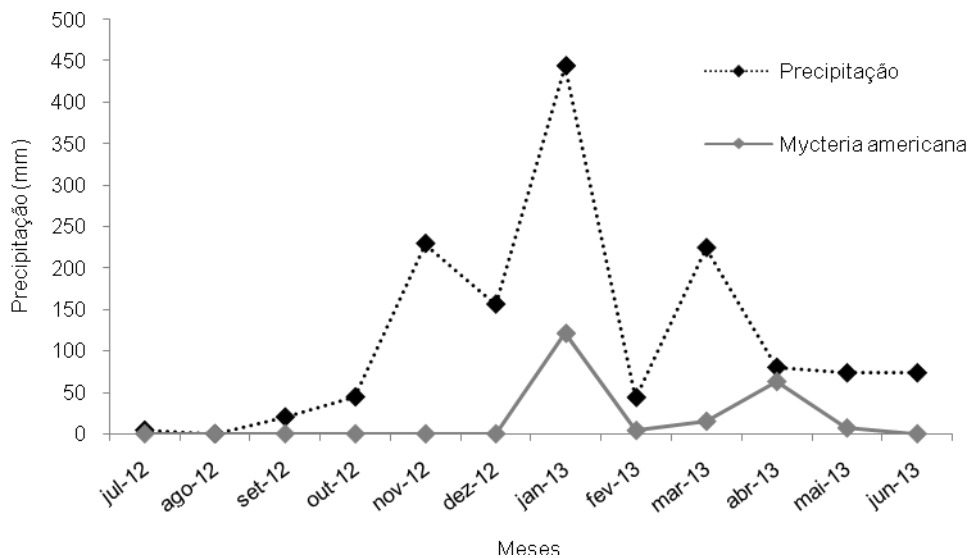


Figura 8. Variação no contingente populacional de *Mycteria americana* no município de Iguatama em relação às precipitações anuais.

DISCUSSÃO

O aumento da riqueza das espécies de aves aquáticas na estação chuvosa em Iguatama, foge dos padrões observados no Pantanal brasileiro, onde a riqueza total das aves associadas aos ambientes aquáticos varia pouco em função da quantidade de chuvas no Pantanal (Oliveira, 2006). Em áreas úmidas costeiras no sul do Brasil uma maior riqueza é encontrada no final do período de seca e início das chuvas, que no estudo é indicado como primavera (Accordi & Hartz, 2006). No Kenya implica que avifauna aquática de quatro lagos respondem às condições de cada área independentemente, logo as alterações na comunidade devem ser consideradas independentemente de outras áreas (Owino et al., 2001). A ação antrópica ao redor de 158 lagos em Nova York e Nova Jersey nos EUA sob aves aquáticas, foi fator determinante da composição das aves aquáticas (Allen & O'Connor, 2000). Portanto, uma vez que o presente estudo apresenta áreas sob extrema pressão antrópica, é muito provável que a comunidade investigada tenha sofrido grandes modificações na sua estrutura em virtude de tais atividades.

A diversidade de espécies das áreas amostradas sofreu pouca variação sazonal, resultado contrário aos obtidos em áreas de várzea da Venezuela (Morales et al., 1981), onde a diversidade de aves aquáticas aumentou no período de seca em função da disponibilidade de recursos alimentares, diminuindo no período de chuva (Figueira et al., 2006). Neste caso em Iguatama a pouca variação da diversidade se deve ao fato de que, embora a riqueza de

espécies tenha aumentado ligeiramente para todas as áreas durante a chuva, a dominância da comunidade por poucas espécies (*Phalacrocorax brasilianus*) também aumentou, contribuindo assim para reduzir a diversidade.

O fato da análise de agrupamento não ter mostrado a formação de agrupamentos distintos entre, as comunidades de aves encontradas em áreas de lagoas permanentes e lagoas sazonais, corrobora com nossa hipótese inicial sobre a composição da comunidade de aves aquáticas. Tal ausência de diferenças expressivas entre a composição de espécies dos dois tipos de lagoas pode ser explicada falta de condições e recursos (Sick, 1997; Del Hoyo et al., 1992). Entretanto, algumas poucas espécies, embora presentes nos dois tipos de lagoas apresentam suas abundâncias bem diferente entre os dois tipos de hábitat, conforme discutido abaixo.

Dendrocygna viduata apresenta maior abundância em lagoas marginais sazonais, especialmente no período de chuva, ocupando diversos ambientes úmidos da América do Sul, sendo comum em todo Brasil, especialmente no sudeste (Sick, 1997; Del Hoyo et al., 1992). A abundância marcante da espécie em Iguatama é reflexo de sua abundância no sudeste do Brasil (Rodrigues & Michelin, 2005). Destacando que em Iguatama a espécie não sofre pressão em função por caça. Esta espécie é muito sazonal na planície pantaneira, tendo seus números reduzidos ou desaparecendo completamente no período de seca, retornando durante a cheia (Nunes, 2008). Os movimentos nômades realizados pela espécie (normalmente menores que 500 km) estão relacionados principalmente à disponibilidade de alimento, que varia em função do pulso de inundação (Johnsgard, 1978).

Phalacrocorax brasilianus apresenta grande adaptabilidade e plasticidade comportamental, ocupando regularmente ambientes marinhos e de água doce (Neotropical Birds, 2010) em todo o continente sul Americano, estendendo-se até o norte do México e sul dos Estados Unidos, onde suas populações estão aumentando, embora algumas ainda apresentem tendências desconhecidas (Wetlands International, 2006). Esta espécie tem se destacado como uma das mais abundantes aves aquáticas em diversos estudos conduzidos em território nacional, como em Minas Gerais (Rodrigues & Michelin, 2005) e no Rio Grande do Sul (Guadagnin et al., 2005). No presente estudo registrou-se um elevado contingente populacional da espécie durante o período de seca na Lagoa das Piranhas, atraídos pela fartura de peixes aprisionados na lagoa após o período de cheia. Na ocasião foram registrados cerca de 200 indivíduos em estratégia coletiva de pesca, na qual nadavam lado a lado no mesmo sentido realizando mergulhos para apanhar os peixes, conforme Sick (1997).

Dentre as demais espécies registradas, duas merecem destaque por serem pouco

conhecidas no estado. *Netta erythrophthalma*, que ocupa porções isoladas do continente sul-americano, desde o norte do Paraguai até a Venezuela (Wetlands International, 2006). No Brasil a espécie apresenta distribuição no nordeste, sudeste e centro do país (Madge & Burn, 1988) com registros não identificados para Minas Gerais (Sick, 1997). Encontrada em lagoas com vegetação baixa localizadas em áreas abertas, canaviais, arrozais e mesmo em área urbana, a espécie é considerada relativamente rara e pouco conhecida, apesar de alguns autores assinalarem uma expansão de sua distribuição no Brasil em função do desmatamento (Willis, 1991).

O registro de *Laterallus exilis* corresponde ao primeiro para o Alto São Francisco e o segundo para Minas Gerais (Lopes et al., 2012). Esta é uma espécie mais comum na Amazônia, mas que apresenta registros esparsos por todo o Brasil, bem como na Bolívia, Paraguai e Argentina (Lopes et al. 2012). A espécie ocupa ambientes alagados, vegetação densa (gramíneas de altura de 50-100 cm) no entorno de lagoas e rios, de hábito críptico apresenta alta complexidade de detecção (Taylor & Perlo, 1998). No presente estudo a espécie foi registrada em todas as lagoas e, da mesma maneira que relatado por Lopes et al. (2012) para a região de Januária, norte de Minas Gerais, esta espécie mostrou-se relativamente comum na área de estudo, sendo ouvidos até cinco indivíduos vocalizando em um único dia de campo.

Espécies de Interesse Conservacionista

A figura 6 demonstra a importância das áreas de lagoas marginais do Alto São Francisco para as espécies de aves aquáticas ameaçadas em Minas Gerais e de importância de conservação, por já ter apresentado reprodução no local.

Mycteria americana apresenta tendência global de redução das suas populações, embora algumas populações tenham tendências desconhecidas (Wetlands International, 2006). Apesar de ser considerada vulnerável em Minas Gerais (Copam, 2010), esta foi a espécie de interesse conservacionista mais abundante no presente estudo. Registros da espécie no estado são esparsos, sendo concentrados no norte do estado, faltando acompanhamento sistemático de suas populações (Machado, 1998). Entre os anos de 2000 e 2002 em Lagoa Santa, a espécie foi registrada sempre em pequenos números, com um máximo de quatro indivíduos registrados em novembro (Rodrigues & Michelin, 2005). Na região Centro Oeste de Minas, em Itaúna, dez indivíduos da espécie foram registrados durante as cheias do Rio São João (Batista et al., 2007). No Rio Paracatu 50 indivíduos foram registrados em lagoas marginais sazonais, entre os meses de janeiro a outubro (Faria et al., 2009). Em junho de 2010

no norte do estado, a espécie foi registrada no Rio Pandeiros, embora em pequenos números Lopes et al. (2010) (com. pessoal). Os primeiros dados reprodutivos da espécie para Minas Gerais foram realizados por Encarnação & Diniz (1998) em Vazante, no noroeste mineiro, que na ocasião registraram na ocasião cerca de 600 indivíduos entre abril a setembro.

Embora a reprodução de *M. americana* não tenha sido registrada na área de estudo ao longo deste trabalho, estudos não sistemáticos conduzidos anteriormente comprovam a reprodução da espécie na área, com a formação de colônias em 2006 (24 ninhos), 2007 (83 ninhos) e 2009 (seis ninhos) (dados não publicados). Desta forma, a região de Iguatama corresponde a um dos únicos locais com registro recente de nidificação da espécie para o estado. Quando comparada aos grandes ninhais do Pantanal, detentores de 200 a 10 mil casais de aves aquáticas (Bouton e Frederick, 2003), a colônia reprodutiva observada em Iguatama pode parecer pequena. No entanto esta é provavelmente uma das principais áreas de alimentação e reprodução desta espécie no sudeste do Brasil.

A sazonalidade marcante de *M. americana* na região, onde ocupa preferencialmente as lagoas marginais sazonais durante o período de chuva, especialmente em janeiro, indica que o município de Iguatama representa um importante ponto de alimentação desta espécie durante migrações habituais (Figura 8). Este padrão de ocupação da espécie apresenta-se contrário ao observado no sudoeste do Brasil, onde a biologia da espécie é mais bem estudada. Antas (1994) e Anjos e Gimenes (2005) indicam que *M. americana* chega ao norte Pantanal, entre março e maio, no período da baixa das águas, permanecendo até novembro, quando os rios começam a inundar a planície, migrando para o sul, acompanhando as águas do rio Paraguai até chegar ao sul do Brasil e norte da Argentina. De novembro a espécie permanece até abril no sul do continente (Belton 1984), podendo ser registrado em janeiro e fevereiro na Argentina e no Rio Grande do Sul durante a estação chuvosa na região central do Brasil, quando a espécie está ausente do Pantanal (Antas, 1994), assim como foi registrado em Iguatama. A lagoa marginal sazonal na qual a espécie foi registrada apresentava águas rasas em função do início das enchentes que ocorre por volta de janeiro (Sampaio & López, 2003). Esta condição pode ter favorecido a permanência da espécie na região, visto que *M. americana*, forrageia caminhando em águas rasas, em agregações junto a outras espécies de aves (Del Lama, 2002; Del Hoyo, 1992). Os movimentos migratórios de *M. americana* são desencadeados geralmente em função de variações espaciais e temporais na disponibilidade de alimento, com as aves deixando áreas com pouca oferta, se deslocando para áreas com maior disponibilidade de alimento, assim como de qualquer espécie (Del Lama, 2002).

Nada se sabe sobre as rotas migratórias desta espécie no sudeste do Brasil, existindo

uma lacuna sobre as áreas para onde a população de *M. americana* encontrada em Iguatama se desloca, durante o período de escassez de recursos na região.

Jabiru mycteria ocupa todo continente americano (Birdlife International, 2013), nidificando a partir do México meridional até o leste dos Andes, sendo bem distribuído no Brasil, onde apresenta maiores concentrações no Pantanal (Machado et al. 1998). Considerada em perigo de extinção em Minas Gerais (Copan, 2010), a espécie é rara em Iguatama. Registros históricos da espécie para Minas Gerais datam de meados do século passado (Machado et al., 1998). São escassos os registros reprodutivos da espécie para o estado, com registros disponíveis apenas para Brasilândia de Minas (Faria et al. 2009). Mesmo não apresentando registros reprodutivos para Iguatama, a espécie ocorreu, em sua maioria no período de chuva e em lagoas sazonais, utilizadas principalmente para alimentação. Em planícies alagáveis do Alto Rio Paraná, a maioria dos registros da espécie foram no período de seca, utilizado estas áreas principalmente para forrageio entre seus movimentos migratórios (Anjos & Gimenes, 2005). Nos Llanos venezuelanos, o mesmo padrão de ocupação foi identificado para a espécie, com máximas no período de seca e mínima no período de chuva (Gonzalez, 1996).

Platalea ajaja ocupa toda a faixa Neotropical, sendo amplamente distribuída no Brasil, apresentando registros históricos para Minas Gerais datados do século passado (Machado, 1998). A tendência global das populações desta espécie é estável, embora algumas populações tenham tendências desconhecidas (Wetlands International, 2006). Esta espécie é considerada migratória (Rodrigues & Michelin, 2005) e vulnerável em Minas Gerais (Copan, 2010), tendo sido registrada em Iguatama sempre em pequenos números. A espécie foi registrada na região em lagoas marginais sazonais, geralmente no período chuvoso, ao contrário do observado por Nunes (2008) no Pantanal brasileiro. De acordo com este autor, tais aves reúnem-se em grandes bandos mistos no final do período seco, quando a baixa das águas acumula em lagoas e corixos, enormes quantidades de peixes e outros pequenos animais aquáticos. A ocorrência destas aves na região de Iguatama durante o período chuvoso pode ser explicada pelo extravasamento do rio, que acaba por formarem função das primeiras enchentes, lagoas marginais rasas apenas durante este período. Durante a estação seca tais lagoas encontram-se indisponíveis.

Não foi registrada atividade reprodutiva da espécie na região, havendo poucos relatos de sua nidificação para o estado (Machado et al., 1998). Assim como apontado para *M. americana*, os movimentos migratórios da espécie no estado permanecem desconhecidos.

Ardea cocoi apresenta status não preocupante (Copan, 2010; Machado et al., 2008;

Birdlife International, 2013), sendo comum em todo continente americano, apresentando maiores concentrações nas regiões centrais e norte do continente (Morales et al., 1981). A abundância da espécie na região apresentou pouca variação entre os períodos de seca e chuva, bem como entre diferentes tipos de lagoas marginais. A espécie apresenta ampla distribuição em todos os tipos de áreas alagadas e apesar de apresentar alta mobilidade, pode ser sedentária ao encontrar bons locais de alimentação, favorecendo a permanência reprodutiva da espécie ao longo dos anos em Iguatama (Martinez-Vilalta & Motis, 1992).

A reprodução da espécie foi observada de julho de 2012 (seca) a dezembro de 2013 (chuva), com pico reprodutivo (15 ninhos ativos) em outubro. Os registros reprodutivos da espécie no continente são esparsos, tendo sido registradas grandes colônias reprodutivas em diferentes pontos da América do Sul, tais como Suriname (julho), Uruguai (outubro) e Argentina (novembro), onde seus padrões reprodutivos são pouco compreendidos (Hancock & Kushlan, 1984). Andrade (1997) menciona registros de nidificação da espécie para Minas Gerais em Alfenas e Iguatama. A reprodução da espécie pode ocorrer junto a outras espécies, como *Anhinga anhinga*, *P. brasiliensis* e *A. alba*, dentre outras espécies de Ardeidae (Limas & Campos, 1989). Em Iguatama foi registrada a atividade reprodutiva da espécie de forma não sistemática, onde em 2006 (18 ninhos), 2007 (30 ninhos), 2008 (seis ninhos), 2009 (13 ninhos), havendo ausência reprodutiva em 2010 e 2011.

Anhinga anhinga ocorre em toda a América do Sul, estendendo-se até o México e sul dos Estados Unidos, sendo amplamente distribuída no Brasil (Birdlife International, 2013). Esta espécie não se encontra incluída em nenhuma categoria de ameaça (Copam, 2010; Machado et al., 2008; Birdlife International, 2013), embora suas populações apresentem tendências desconhecidas (Wetlands International, 2006). No presente estudo a maioria dos registros ocorreram no período de chuva em lagoas marginais permanentes, ambiente mais utilizado pela espécie para a captura de presas em ambientes de maior profundidade (Del Hoyo et al, 1992). Dados reprodutivos da espécie para Minas Gerais são raros (Machado et al., 1998). Lima & Campos (1989), relatam a sua reprodução em Alfenas, no centro oeste do estado. Durante o presente estudo a espécie não foi registrada em atividade reprodutiva, porém, cerca de 12 ninhos foram registrados na região de Iguatama em 2009, não havendo registros reprodutivos em anos posteriores.

As flutuações interanuais observadas nas populações reprodutivas de algumas das espécies de interesse conservacionista, tais como *M. americana*, *A. cocoi* e *A. anhinga* não são bem compreendidas. Além de causas naturais, tais flutuações podem também estar associadas a perturbações humanas, que incluiriam, por exemplo, a perda da qualidade e a redução em

extensão das áreas úmidas da região, em função principalmente da drenagem, fato que afetou diretamente colônias reprodutivas no sudeste dos Estados Unidos (Coulter et al., 1999). Michell (1999) identificou que colônias no Pantanal podem ser influenciadas também pela disponibilidade de recursos alimentares, ao passo que González (1996) relata que na Venezuela houve uma estreita ligação na flutuação da reprodução e movimentos de dispersão de Ciconiidae em função dos regimes de chuva. Frederick & Collopy (1989), indica que padrões hidrológicos sazonais típicos de áreas alagáveis como o pulso de inundação, estão intimamente relacionados à biologia de várias espécies de aves aquáticas, que regulam seus ciclos reprodutivos aos níveis de água mais apropriados para forrageamento. Desta forma, ao passo que a ictiofauna é influenciada pelo pulso de inundação (Agostinho et al. 1993), a avifauna piscívora também é influenciada, correlação observada por Paszkowski & Tonn (2000) em áreas alagáveis do Canadá. Porém, estudos mais detalhados são ainda necessários para que seja possível entender melhor as causas de tais flutuações populacionais ao longo do ano e mesmo entre os anos.

Embora não tenha havido uma diferença expressiva entre a composição de espécies das comunidades de aves encontradas nos dois diferentes tipos de lagoas marginais, algumas poucas espécies apresentaram maior ocorrência entre os tipos de lagoas utilizadas. Dentre estas espécies merecem destaque os dois Ciconiidae, que são extremamente dependentes de ambientes de águas rasas para forrageio (Cintra et al. 2007; Andrade, 1997). Estas lagoas sazonais oferecem uma grande oferta de peixes (Agostinho et al., 1993) e outros organismos aquáticos, os quais se tornam facilmente acessíveis durante o período em que permanecem com um baixo volume de água (Weller, 1999). Em águas mais profundas a captura destas fica muito dificultada, pois estas espécies de aves aquáticas geralmente caminham em águas rasas durante o forrageio, capturando suas presas por meio de estímulos táteis (Del Hoyo et al., 1992). Dada grande dependência das lagoas sazonais por parte dessas espécies de aves ameaçadas, a conservação deste hábitat tão impactado na região, deve receber prioridade de conservação.

Estudos relacionados ao declínio populacional de aves que realizam algum tipo de deslocamento, seja para reprodução ou alimentação, têm o desmatamento, drenagem de áreas úmidas para expansão das atividades agrícolas, contaminação por pesticidas, predação de ninhos e efeitos cumulativos de alterações no hábitat, como principais fatores desta redução (Burger et al., 2004). Os esforços na conservação destas aves dependem da identificação dos sítios de forrageio, repouso e reprodução, e que a perda destes sítios pode acarretar na diminuição e até mesmo na extinção local de algumas espécies ou populações (Cordeiro et al.,

1996). Por esse motivo, qualquer projeto de infraestrutura que influencie no pulso de inundação, bem como na dinâmica das lagoas marginais sazonais, incluindo hidrovias, drenagem e hidrelétricas, pode gerar impactos severos e irreversíveis sobre estas espécies. Certamente as diversas intervenções já realizadas nas lagoas marginais de Iguatama, incluindo os canais de drenagem, tiveram grandes impactos sobre a comunidade de aves locais, difíceis de serem mesurados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Alto São Francisco está situado em pleno domínio do Cerrado, um *hotspot* mundial de biodiversidade altamente ameaçado (Myers et al. 2000). Além do mais, a avifauna associada às áreas úmidas encontra-se em um nível de ameaça preocupante, pois suas populações vêm se deteriorando rapidamente nas últimas décadas (Brasil, 2011). A ocorrência de três espécies ameaçadas na região, com contingentes populacionais representativos dentro do cenário estadual, reforça ainda mais a importância da conservação da região, principalmente levando-se em consideração o nível de degradação sofrido, principalmente em suas áreas alagáveis (Diegues, 1994).

Apesar das lagoas marginais do Alto Rio São Francisco já serem consideradas prioritárias para a conservação da biodiversidade de Minas Gerais há quase uma década (Drummond et al. 2005), poucos esforços efetivos de conservação foram direcionados para a região. A drenagem destas lagoas em função da expansão agrícola, geralmente realizada de forma sistemática e ilegal, tem resultado em prejuízos ambientais incalculáveis, os quais nunca foram devidamente estudados e compreendidos (Amda, 2012).

O presente estudo, de caráter pioneiro para Iguatama, deve ser considerado como um ponto de partida para o desenvolvimento de estudos mais abrangentes e de longa duração na região. Monitoramentos de longo prazo são ainda necessários para que seja possível entender melhor as causas das variações anuais nos contingentes populacionais das aves aquáticas da região, bem como os motivos que levam às dramáticas variações interanuais detectadas na atividade reprodutiva destas espécies.

Os resultados aqui apresentados demonstram a necessidade de se investigar medidas conservacionistas efetivas na região, altamente degradada devido à ação expansão antrópica. Sem tais medidas, o futuro das populações de aves aquáticas atualmente encontradas no Alto São Francisco deve ser considerado incerto. As dificuldades em se implantar unidades de conservação na região são grandes, mas uma possível solução para este problema encontra-se na aplicação da Convenção Ramsar, que é um tratado internacional que objetiva a

conservação de áreas úmidas em todo o mundo. Esta abordagem será discutida em detalhes no Capítulo 2.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACCORDI, I. A. & HARTZ, S. M. **Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil.** Revista Brasileira de Ornitologia. vol. 14. nº 2. 117-135p. 2006.
- ACCORDI, I. A. & BARCELLOS, A. **Composição da avifauna em oito áreas úmidas da bacia hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul.** Revista Brasileira de Ornitologia. vol. 14. nº 2. 101-115p. 2006.
- ACCORDI, I. **Pesquisa e conservação de aves em áreas úmidas.** In: VON MATTER, S. V. STRAUBE, F. C.; ACCORDI, I. A.; PIACENTINI V. Q. & CÂNDIDO Jr, J. F. Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. 47-60p. Technical Books. Rio de Janeiro. 516p. 2010.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; GOMES, L. C. & OKADA, E. K. **Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, em la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil.** Revue d'Hydrobiologie Tropicale. vol. 26. nº 1. 79-90p. 1993.
- ALLEN, A. P. & O'CONNOR, R. J. **Hierarchical correlates of bird assemblage structure on northeastern U.S.A. lakes.** Environmental Monitoring and Assessment. vol. 62. 15-37p. 2000.
- AMDA. Associação Mineira de Defesa do Meio Ambiente. **Menos lagoas, mais prejuízos.** A maior parte das lagoas foi drenada pelo projeto Pró-Várzea. Revista Ecológico. Belo Horizonte. 2012. www.revistaecologico.com.br/materia.php?id=43&secao=568&mat=5. Acesso em julho de 2013.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do São Francisco: plano decenal de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio São Francisco - PBHSF (2004-2013).** ANA. Brasília. 65p. 2004.
- ANDRADE. M. A. **Aves silvestres: Minas Gerais.** Conselho Internacional para Preservação das Aves. Belo Horizonte. 176p. 1997.
- ANJOS, L. E. & GIMENES, M. R. **Avifauna.** In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Ictiologia e Aquicultura. Maringá. 206-212. 218p. 2005.

- ANTAS, P. T. Z. **Migration and other movements among the lower Paraná River valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands.** Bird Conservation International. vol.4. n°2. 181-190p. 1994.
- BATISTA, A. A.; XAVIER, A. L.; GABRIEL, C. F. & SILVA, H. M. ***Mycteria americana* (cabeça-seca): levantamento e monitoramento da avifauna aquática na sub-bacia do Rio São João no distrito de Brejo Alegre em Itaúna, Minas Gerais.** Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu. 2007.
- BELTON, W. **Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1: Rheidae through Furnariidae.** Bulletin of the American Museum of Natural History. vol.178. 369-636p. 1984.
- BIBBY, C. J.; N. D. BURGESS; D. A. HILL & MUSTOE, S. **Bird census techniques.** 2ª ed. Academic Press. Londres. 302p. 2000.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Country profile: Brazil.** Birdlife International. www.birdlife.org/datazone/country/brazil. Acesso em março de 2013. 2013.
- BOUTON, S. N. & FREDERICK, P. C. **Stakeholders' perceptions of a wading bird as a community resource in the Brazilian Pantanal.** Conservation Biology. n° 17. 297-306p. 2003.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cuidar das zonas úmidas: uma resposta às mudanças climáticas.** MMA. Brasília. 28p. 2011.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; CLARK, K.; NILES, L. J. **The effect of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management.** Environmental Conservation. vol.31. n°4. 283-288 p. 2004.
- CBHSF. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **Alto São Francisco.** <http://cbhsaofrancisco.org.br/ccrs/alto-sao-francisco>. CBHSF. Acesso em março de 2013. 2013.
- CBRO. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Listas das aves do Brasil.** 10ª ed. CBRO. <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: 21 de junho de 2013. 2011.
- CINTRA, R.; SANTOS, P. M. R. S.; LEITE, C. B. **Composition and structure of the lacustrine bird communities of seasonally flooded wetlands of western Brazilian Amazonia at high water.** Waterbirds. vol. 30. n° 4. 521-540p. 2007.
- CODEVASF. Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba. **Vale do São Francisco.** CODEVASF. Brasília. <http://www.codevasf.gov.br/osvales/vale-do-sao-francisco>. Acessado em março de 2013. 2013.
- COHN-HAFT, M.; NAKA, L. N.; FERNANDES, A. M. **Padrões de distribuição da avifauna da várzea dos rios Solimões e Amazonas.** In: ALBERNAZ. L. K. M.

- Conservação da várzea: identificação e caracterização de regiões biogeográficas. IBAMA/PróVárzea. Manaus. 287-323p. 2008.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versão 9.0.0. User's Guide.** www.viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS. Acessado em agosto de 2013. 2013.
- COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa nº 147, de 30 de abril de 2010. Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais.** Diário do Executivo. Minas Gerais. 2010.
- CORDEIRO, P. H. C.; FLORES, J. M.; NASCIMENTO, J. L. X. **Análise das recuperações de *Sterna hirundo* no Brasil entre 1980 e 1994.** Ararajuba, vol. 4. 3-7 p. 1996.
- COULTER, M. C.; RODGERS, J. A.; OGDEN, J. C.; DEPKIN, F. C. **Wood Stork (*Mycteria americana*).** Retrieved from the Birds of North America Online. New York. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/409>. Acesso em junho de 2013. 1999.
- DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world: ostrich to ducks.** vol.1. Lynx Edicions. Barcelona. 893p. 1992.
- DEL LAMA, S. N.; LOPES, I. F.; DEL LAMA, M. A. **Genetic viability and level of differentiation among Brazilian wood stork populations.** *Biochemical Genetics.* nº 40. 87-99p. 2002.
- DEVELEY, A.; De LUCA, P.; OLMOS, F. **Waterbirds in Brazil.** Waterbird Conservation for the Americas, Save Brasil. São Paulo. 61p. 2006.
- DIEGUES, A. C. S. **An inventory of Brazilian wetlands.** IUCN. Gland. vol. 3. 216p. 1994.
- DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas gerais: um atlas para sua conservação.** 2ª ed. Fundação Biodiversistas. Belo Horizonte. 222p. 2005.
- ENCARNAÇÃO, C. D. & DINIZ, M. G. ***Mycteria americana* Linnaeus, 1758.** In: Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna do Estado de Minas Gerais (Machado, A. B. M.;Fonseca, G. A. B.; Machado, R. B.; Aguiar, L. M. S.; Lins, L. V. 198-200p. Fundação Biodiversitas. Belo Horizonte. 595p.1998.
- FARIA, L. C. P.; CARRARA, L. A.; AMARAL, F. Q.; VASCONCELOS, M. F.; DINIZ, M. G.; ENCARNAÇÃO, C. D.; HOFFMANN, D.; GOMES, H. B., LOPES, L. E.; RODRIGUES, MARCOS. **The birds of Fazenda Brejão: a conservation priority area of Cerrado in northwestern Minas Gerais, Brazil.** *Biota Neotropica.* vol. 9. nº 3. 223-240p. 2009.
- FIGUEIRA, J. E. C.; CINTRA, R.; VIANA, L. R.; YAMASHITA, C. **Spatial and temporal**

- patterns of bird species diversity in the pantanal of Mato Grosso, Brazil: implications for conservation.** Brazilian Journal of Biology. vol. 66. n° 2. 393-404p. 2006.
- FREDERICK, P. C. & COLLOPY, M. W. **Research disturbance on colonies of wading birds: effects of frequency of visit and egg-marking on reproductive parameters.** Waterbirds vol. 32. n° 2. 152-157p. 1989.
- GONZÁLEZ, J. A. **Densidad y dinamica espacio-temporal de las poblaciones de cigüeñas (Ciconiidae) em los llanos inundables de Venezuela.** Ornitología Neotropical. vol. 7. 177-183p. 1996.
- GUADAGNIN, D. L.; PETER, A. S.; PERELLO, L. F. C.; MALTCHIK, L. **Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of southern Brazil.** Waterbirds. vol. 28. n° 3. 261-272p. 2005.
- HANCOCK, J. & KUSHLAN, J. **The herons handbook.** Harper & Row. New York. 288p. 1984.
- JOHNSGARD, P. A. **Ducks, geese and swans of the World.** University of Nebraska Press. Lincoln. 397p.1978.
- JUNK, W. J. & WELCOMME, R. L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies.** Academic Publishing. The Netherlands. 524p. 1990.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. **Proceeding de the International Lange River Symposium.** Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences. vol. 106. Ottawa. 110-127p. 1989.
- KITCHELL, J. F.; SCHINDLER D. E.; HERWIG B. R.; POST, D. M. & OLSON, M. H. Nutrient cycling at the landscape scale: the role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge. **Limnology and Oceanography.** vol. 44. n° 3. New Mexico. 828-836p. 1999.
- KÖPPEN, W. **Climatologia.** Fondo de Cultura Econômica. México. 478p. 1948.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. **Numerical ecology: developments in environmental modeling.** Elsevier Science BV. Amsterdam. 853p. 1998.
- LIMA, G. S & CAMPOS, J. C. **Ninhal de Alfenas: Importância e Conservação.** Rio de Janeiro. vol. 4. 99-103p. 1989.
- LOPES, L. E., D'ANGELO NETO. S.; LEITE, L. O.; MORAES, L. L.; CAPURUCHO, J. M. G. **Birds from Rio Pandeiros, southeastern Brazil: a wetland in an arid ecotone.** Revista Brasileira de Ornitologia. vol. 18. n° 4. 267-282p. 2010.

- LOPES, L. E.; PINHO, J. B. DE; GAIOTTI, M. G.; EVANGELISTA, M. M.; VASCONCELOS, M. F. DE. Range and natural history of seven poorly known Neotropical rails. **Waterbirds**. vol. 35. n° 3. 470-478p. 2012.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters**. Longman. London. 337p. 1975.
- MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. **Livro vermelho da fauna brasileira Ameaçada de Extinção**. 1ª ed. Biodiversitas. vol. 2. Brasília. 1420p. 2008.
- MACHADO, A. B. M.; Fonseca, G. A. B.; Machado, R. B.; AGUIAR, L. M. S.; LINS, L. V. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**. Biodiversitas. Belo Horizonte. 595p. 1998.
- MADGE, S.; BURN, H. **Waterfowl: an identification guide to the ducks, geese and swans of the world**. Houghton Mifflin Company. Boston. 298p. 1988.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell. Malden. 256p. 2004.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A. & MOTIS, A. Family Ardeidae. In: DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. **Handbook of the birds of the world: ostrich to ducks**. vol. 1. Lynx Edicions. Barcelona. Spain. 376-429p. 1992.
- MICHELL, W. A. **Wood Stork (*Mycteria americana*) on military installations in the southeastern United States**. Technical Report. 38p. 1999.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: Wetlands and Water Synthesis**. World Resources Institute. Washington. 68 p. 2005.
- MITSCH, W. J. & J. G. GOSELINK. **Wetlands**. Van Nostrand Reinhold. New York. 721p. 1993.
- MORALES, G.; PINOWSKI, J.; PACHECO, J.; MADRID, M.; GÓMEZ, F. **Densidades poblacionales, flujo de energía y hábitos alimentarios de las aves ictiófagas de los módulos de apure, Venezuela**. Acta Biológica. vol. 11. 45p. 1981.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature. vol. 403. 853-858p. 2000.
- NEOTROPICAL BIRDS. **Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*)**. Cornell Lab of Ornithology; retrieved from Neotropical Birds Online. Ithaca. 2010. http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=109276. Acessado em agosto de 2013.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2º ed. IBGE. Rio de Janeiro. 1989.
- NUNES, A. P. **Aves migratórias e nômades ocorrentes no Pantanal**. Embrapa Pantanal. Corumbá. 124p. 2008.

- OLEA, P. P. & MATEO-TOMÁS, P. **Assessing species habitat using Google Street View: a case study of Cliff-Nesting Vultures.** Plos One. vol.8. nº 1. e54582. 2013.
- OLIVEIRA, D. M. M. **Efeitos bióticos e abióticos de ambientes alagáveis nas assembléias de aves aquáticas e piscívoras no Pantanal, Brasil.** Tese de doutorado. INPAUFAM, Manaus. 2006.
- OLIVEIRA, G. E. FERRAIRA, M. E. ARAÚJO, F. M. **Diagnóstico do uso da terra na região centro-oeste de Minas Gerais, Brasil: a renovação da paisagem pela cana de açúcar e seus impactos socioambientais.** Sociedade e Natureza. vol. 24. nº 3. 545-556p. 2012.
- OWINO, A. O.; OYUGI, J. O.; NASIRWA, O. O.; BENNUN, L. A. V. **Patterns of variation in waterbird numbers on four Rift Valley lakes in Kenya (1991–1999).** Hydrobiologia. vol. 458, 45-53 p. 2001.
- PARKER, T. A.; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W. **Ecological and distributional databases.** 113-436p. In: STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press. Chicago. 1996.
- PASZKOWSKI, C. A. & TONN, W. M. **Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors.** Freshwater Biology. vol. 43.421-437p. 2000.
- PINTO, M. T. C.; YU, L.-W.; BARBOSA, F. A. R. **Dinâmica mineral na interface terra-água no alto São Francisco.** 51-69 p. In: GODINHO, H. P. & GODINHO, A. L. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas. Belo Horizonte. 468p. 2003.
- POMPEU, P. S. & GODINHO, H. P. **Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco.** 167-181p. In: GODINHO, H. P. & GODINHO, A. L. Água, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte. PUC Minas. 468p. 2003.
- RAMSAR. **The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971),** 5ª ed. Ramsar Convention Secretariat. Gland. 97p. 2011.
- RODRIGUES, M. & MICHELIN, V. B. **Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil.** Revista Brasileira de Ornitologia. vol. 22. nº 4. Belo Horizonte. 928-935p. 2005.
- SAMPAIO, E. V. & LÓPEZ, C. M. **Limnologia física, química e biológica da represa de Três Marias e do São Francisco.** 51-68p. In: GODINHO, H. P. & GODINHO, A. L. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. PUC Minas. Belo

- Horizonte. 71-92p. 2003.
- SICK, H. **Ornitologia brasileira**. Nova Fronteira. Rio de Janeiro. 862p. 1997.
- SOUZA FILHO, E. E. & STEVAUX, J. C. **Geologia e geomorfologia fluvial**. In: FINEP. Estudos ambientais da planície de inundação do Rio Paraná, no trecho compreendido entre a foz do Rio Paranapanema e o Reservatório de Itaipu. Relatório final. FUEM/-NUPELIA/ FINEP. Maringá. 205 - 235p. 1995.
- TAYLOR, B. & PERLO, B. V. **Rails: a guide to the rails, crakes, gallinules and coots of the world**. Pica Press. United Kingdom. 600p. 1998.
- URFI, A. J.; SEN, M.; KALAM, A.; MEGANATHAN, T. **Counting birds in India: methodologies and trends**. Current Science. vol. 89. n° 12. 1997-2003p. 2005.
- VIELLIARD, J. M. E.; ALMEIDA, M. E. C.; ANJOS, L.; SILVA, W. R. **Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA)**. 47-60p. In: MATTER, S. V.; STRAUBE, F. C.; ACCORDI, I. A.; PIACENTINI V, Q.; CÂNDIDO Jr, J. F. Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Technical Books. Rio de Janeiro. 516p.2010.
- WALTHER, B. A. & MOORE, J. L. 2005. **The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance**. Ecography. vol. 28. 815-829 p. 2005.
- WELCOMME, R. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. Longman. London. 317p. 1979.
- WELLER, M. W. **Wetland birds: Habitat resources and conservation implications**. Cambridge. University Press. Cambridge. 265p.1999.
- WETLANDS INTERNATIONAL. **Censo Neotropical de aves aquáticas - coordenação nacional**. Wetlands International. 11p. 2013.
- WETLANDS INTERNATIONAL. **State of the world's waterbirds**. Wetlands International. Oxford. 22p. 2010.
- WETLANDS INTERNATIONAL. **Waterbird population estimates**. 4^a ed. Wetlands International. The Netherlands. 239p. 2006.
- WILLIS, E. O. **Expansão geográfica de *Netta erythrophthalma*, *Fluvicola nengeta* e outras aves de zonas abertas com a "desertificação" antrópica de São Paulo**. Ararajuba. vol 2. 101-102p. 1991.

ANEXOS

Anexo I. Abundância da avifauna aquática registrada nas lagoas marginais sazonais e permanentes do município de Iguatama, Alto Rio São Francisco, Minas Gerais, Brasil. O IPA=índice pontual de abundância foi calculado para cada tipo de lagoa marginal ao longo do ano, assim como para estação seca e chuva.

TAXON	IPA Anual		IPA Anual para todas as lagoas	IPA por estação			
	Lagoa sazonal	Lagoa permanente		Seca	Chuva	Seca	Chuva
				Lagoa sazonal		Lagoa permanente	
Anseriformes							
Anatidae Leach, 1820							
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	63,13	29,80	46,47	35,27	27,87	20,27	9,53
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	15,33	22,00	18,67	5,73	9,60	0,67	21,33
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	6,20	5,87	6,03	3,07	3,13	2,80	3,07
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	4,93	8,33	6,63	1,80	3,13	3,87	4,47
<i>Netta erythrophthalma</i> (Wied, 1832)	0,27	0,07	0,17	0,07	0,20	-	0,07
Podicipediformes							
Podicipedidae Bonaparte, 1831							
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	-	0,07	0,03	-	-	0,07	-
Ciconiiformes							
Ciconiidae Sundevall, 1836							
<i>Jabiru mycteria</i> (Lichtenstein, 1819)	1,47	0,13	0,80	0,27	1,20	-	0,13
<i>Mycteria americana</i> (Linnaeus, 1758)	14,60	1,07	7,83	2,00	12,60	0,73	0,33
Suliformes							
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849							
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	1,20	57,80	29,50	-	1,20	51,67	6,13
Anhingidae Reichenbach, 1849							
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	0,20	2,47	1,33	-	0,20	0,40	2,07
Pelecaniformes							
Ardeidae Leach, 1820							
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	0,67	0,67	0,67	0,13	0,53	0,40	0,27
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	0,20	4,07	2,13	-	0,20	2,67	1,40
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	1,00	2,60	1,80	0,27	0,73	0,67	1,93
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	5,20	5,00	5,10	1,47	3,73	2,27	2,73
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	32,67	34,73	33,70	6,40	26,27	10,07	24,67
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	0,73	0,80	0,77	0,07	0,67	0,27	0,53
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	30,20	14,60	22,40	1,13	29,07	0,73	13,87
Threskiornithidae Poche, 1904							
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	0,73	1,40	0,70	0,60	0,13	0,40	1,40
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	2,80	0,67	1,73	0,07	2,73	-	0,67
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	2,47	2,53	2,50	0,67	1,80	1,93	0,60
<i>Platalea ajaja</i> (Linnaeus, 1758)	1,07	0,47	0,77	0,33	0,73	0,47	-
Accipitriformes							
Pandionidae Bonaparte, 1854							
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	0,13	0,33	0,23	-	0,13	0,20	0,13
Accipitridae Vigors, 1824							
<i>Busarellus nigricollis</i> (Latham, 1790)	0,07	-	0,03	-	0,07	-	-
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	0,13	0,27	0,20	-	0,13	-	0,27

TAXON	IPA Anual		IPA Anual para todas as lagoas	IPA por estação			
	Lagoa sazonal	Lagoa permanente		Seca	Chuva	Seca	Chuva
				Lagoa sazonal		Lagoa permanente	
Gruiformes							
Aramidae Bonaparte, 1852							
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	0,33	0,40	0,37	0,20	0,13	0,13	0,27
Rallidae Rafinesque, 1815							
<i>Aramides cajanea</i> (Statius Muller, 1776)	0,07	0,40	0,23	-	0,07	-	0,40
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	-	0,07	0,03	-	-	0,07	-
<i>Laterallus exilis</i> (Temminck, 1831)	3,00	2,40	2,70	1,07	1,93	0,80	1,60
<i>Porzana albicollis</i> (Vieillot, 1819)	2,13	0,67	1,40	0,87	1,27	0,07	0,60
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	0,20	0,67	0,43	-	0,20	0,27	0,40
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	0,40	2,40	1,40	0,20	0,20	0,47	1,93
<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	-	0,07	0,03	-	-	0,07	-
Charadriiformes							
Charadriidae Leach, 1820							
<i>Vanellus cayanus</i> (Latham, 1790)	-	0,07	0,03	-	-	0,07	-
Recurvirostridae Bonaparte, 1831							
<i>Himantopus melanurus</i> (Vieillot, 1817)	3,80	0,40	2,10	2,07	1,73	0,13	0,27
Scolopacidae Rafinesque, 1815							
<i>Gallinago paraguaiiae</i> (Vieillot, 1816)	0,07	-	0,03	0,07	-	-	-
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	1,00	0,93	0,97	-	1,00	-	0,93
Jacanidae Chenu & Des Murs, 1854							
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	4,40	11,33	7,87	2,13	2,27	3,07	8,27
Strigiformes							
Strigidae Leach, 1820							
<i>Bubo virginianus</i> (Gmelin, 1788)	0,07		0,03	0,07	-	-	-
Coraciiformes							
Alcedinidae Rafinesque, 1815							
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	-	0,40	0,20	-	-	0,33	0,07
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	-	1,20	0,60	-	-	0,47	0,73
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	0,20	0,73	0,47	-	0,20	0,20	0,53

Anexo II. Riqueza observada (RO) e riqueza estimada (RE) utilizando-se o estimador Jackknife 1, para a área amostral como um todo, assim como para cada área amostral (sazonais e permanentes), por sítios amostrais e períodos de seca e chuva. Os critérios utilizados para riqueza correspondem: RO - riqueza observada e RE - riqueza esperada. A diversidade é dada pelo índice de Shannon Wiener (H') para toda área amostral, por sítio e períodos de seca e chuva.

Sítios amostrais	RO seca	RE seca	RO chuva	RE chuva	RO total	RE total	H' seca	H' chuva	H' total
Alagado da Barra	15	21,61±3,92	21	26,66±2,38	23	29,80±2,72	1,0	2,4	1,6
Alagado do Repolho	9	13,72±1,84	16	19,77±1,71	17	20,88±1,85	1,9	2,4	2,5
Alagado do Guelli	12	21,44±8,49	15	23,50±3,70	18	23,83±4,51	1,7	1,9	2,0
Alagado do Mardone	13	17,72±2,30	14	18,72±2,30	18	22,86±2,04	1,8	1,6	2,0
Alagado do Ribeirão dos Patos	12	15,77±2,19	22	28,61±3,40	23	26,86±2,04	2,1	2,1	2,1
Total para as Lagoas Sazonais	25	30,93±2,35	33	30,93±2,35	35	43,96±2,40	1,8	2,3	2,5
Lagoa do Marcinho	19	22,77±2,19	21	26,66±2,38	24	27,88±1,85	2,0	2,0	2,2
Lagoa da Inhuma	15	23,50±4,17	16	22,61±2,79	20	26,80±2,72	2,3	2,4	2,5
Lagoa da Mata	7	9,83±1,53	11	14,77±1,71	15	20,83±2,20	1,8	1,4	1,7
Lagoa do Espraiado	19	26,55±2,49	20	23,77±1,71	25	24,88±1,85	1,9	2,4	2,3
Lagoa das Piranhas	14	18,72±2,30	22	22,77±1,71	21	24,88±1,81	0,7	2,2	1,6
Total para as Lagoas Permanentes	32	40,90±2,83	33	36,95±1,94	38	41,96±2,94	1,8	2,5	2,3
TOTAL GERAL					41	47,98±2,61			2,4

Anexo III. Tabela descritiva com coordenadas dos pontos amostrais em cada lagoa estudada, determinações de periodicidade (lagoa marginal sazonal ou permanente) e imagem do Google Earth correspondente a cada sítio amostral.

Local	Identificação do Ponto	Periodicidade	Google Earth	
Lagoa do Marcinho	LM 0307	Permanente	20° 5'36.96"S	45°39'10.68"O
	LM 0308		20° 5'38.88"S	45°39'24.60"O
	LM 0309		20° 5'34.14"S	45°39'37.14"O



Lagoa da Mata	LM 0410	Permanente	20°11'25.92"S	45°48'6.06"O
	LM 0411		20°11'38.34"S	45°47'59.94"O
	LM 0412		20°11'48.45"S	45°47'58.11"O



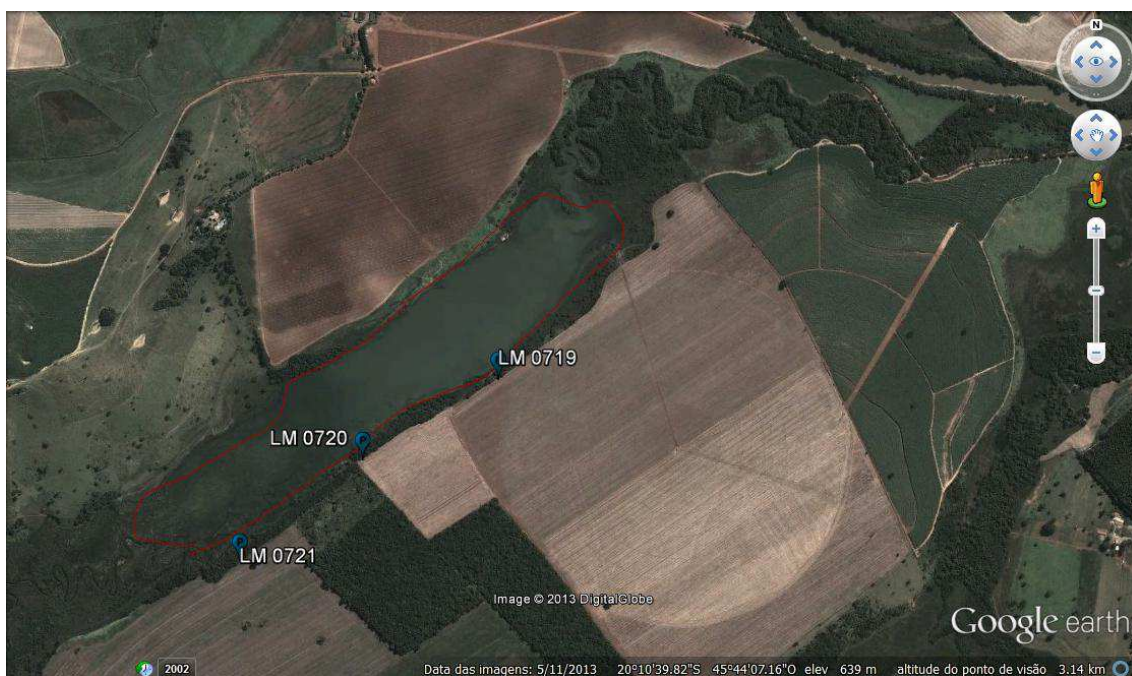
Lagoa da Inhuma	LM 0513	Permanente	20°11'26.70"S	45°50'35.70"O
	LM 0514		20°10'36.84"S	45°50'52.92"O
	LM 0515		20°11'37.98"S	45°52'7.50"O



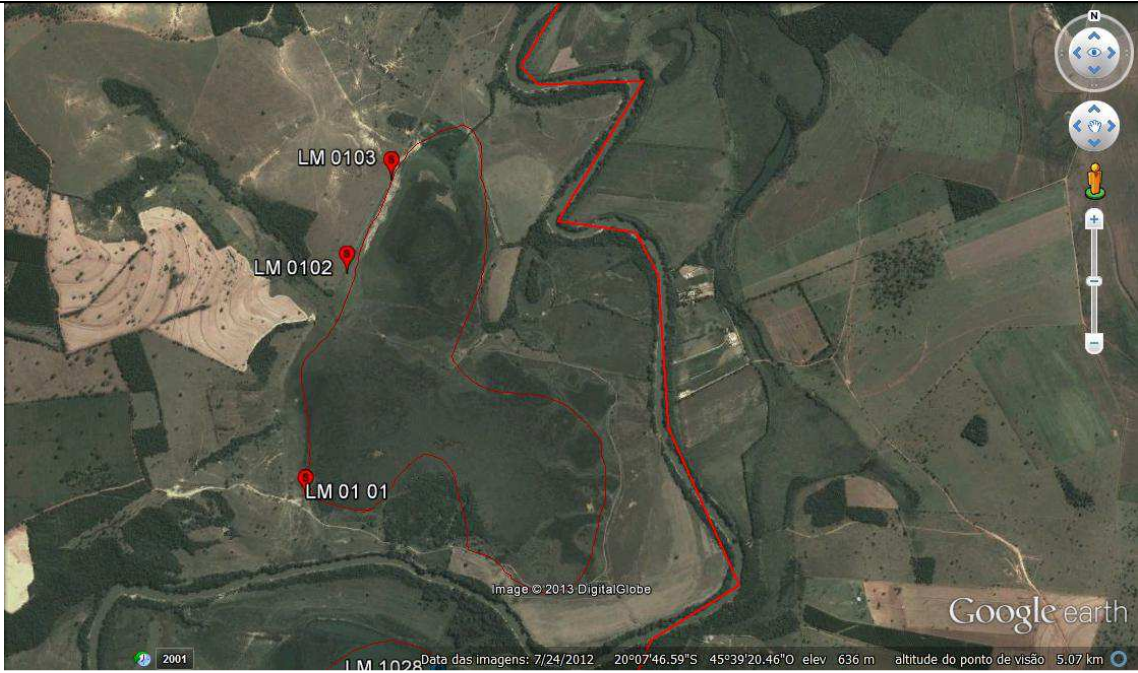
Lagoa das Piranhas	LM 1028	Permanente	20° 8'38.16"S	45°39'41.16"O
	LM 1029		20° 8'52.08"S	45°39'48.66"O
	LM 1030		20° 8'49.74"S	45°40'6.78"O



Lago do Espreado	LM 0719	Permanente	20°10'42.60"S	45°44'13.74"O
	LM 0720		20°10'49.20"S	45°44'25.62"O
	LM 0721		20°10'57.54"S	45°44'36.36"O



Alagado da Barra	LM 0101	Sazonal	20° 8'10.14"S	45°40'1.74"O
	LM 0102		20° 7'37.44"S	45°39'55.32"O
	LM 0103		20° 7'23.70"S	45°39'48.42"O



Localidade	Código	Tempo	Latitude	Longitude
Alagado do Mardone	LM 0204	Sazonal	20° 4'23.40\"S	45°38'33.72\"O
	LM 0205		20° 4'34.37\"S	45°38'33.54\"O
	LM 0206		20° 4'45.96\"S	45°38'23.10\"O



Localidade	Código	Tempo	Latitude	Longitude
Alagado Ribeirão dos Patos	LM 0616	Sazonal	20°13'36.06\"S	45°51'18.66\"O
	LM 0617		20°14'2.08\"S	45°51'25.77\"O
	LM 0618		20°14'31.44\"S	45°51'27.72\"O



Alagado do Repolho	LM 0822	Sazonal	20° 8'53.28"S	45°44'28.44"O
	LM 0823		20° 8'43.62"S	45°44'37.38"O
	LM 0824		20° 8'39.18"S	45°44'46.80"O



Alagado dos Guelli	LM 0925	Sazonal	20° 9'13.32"S	45°42'1.80"O
	LM 0926		20° 9'18.48"S	45°41'48.30"O
	LM 0927		20° 9'6.42"S	45°41'37.14"O



LEGENDA:

LM: Lagoas marginais



Lagoa marginal permanente



Lagoa marginal sazonal

Anexo IV. Ocupação do habitat por aves aquáticas registradas em Iguatama, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. Detalhamento de critérios apresentados pelas lagoas marginais de ocupação do habitat. O habitat CP - capão de mata corresponde ao ambiente similar à mata de galeria presentes nas proximidades dos pontos de observação; FA - floresta ciliar alagada quando a mata ciliar encontra-se momentaneamente submersa pela cheia do rio São Francisco; FS - floresta ciliar seca, não apresenta influencia pela cheia do rio; LM - lâmina d'água da lagoa marginal corresponde à ocupação da lagoa propriamente dita; ME - macrófitas emergentes correspondem à vegetação enraizada com folhas flutuantes; MF - macrófitas flutuantes apresentam folhas flutuantes livres; PA - praia arenosa corresponde a áreas de lagoas sazonais com formação de banco de areia advindos da cheias do rio; PG - pastagem alagada em geral no período de cheia; PS - pastagem seca apresenta-se totalmente sem a presença de água ou solo encharcado e PL - praia lamacenta apresenta ambientes lamacentos resultado da vazante das lagoas marginais no período de transição de seca e chuva. Para os critérios de S - lagoas sazonais e P - lagoas permanentes. Critério ao status de R - residência no Brasil e VN - visitante sazonal oriundo do hemisfério norte (CBRO, 2011).

ESPÉCIE	USO DO HABITAT										STATUS
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	CP	FA	FS	LM	ME		PA	PG	PS	PL	R
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	CP	FA	FS	LM	ME			PG	PS	PL	R
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)		FA	FS	LM	ME	MF		PG		PL	R
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	CP			LM	ME	MF		PG	PS	PL	R

ESPÉCIE	USO DO HABITAT										STATUS
<i>Netta erythrophthalma</i> (Wied, 1832)		FS	LM					PG			R
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)			LM								R
<i>Jabiru mycteria</i> (Lichtenstein, 1819)			LM					PG	PS	PL	R
<i>Mycteria americana</i> (Linnaeus, 1758)	CP	FS	LM					PG		PL	R
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	CP	FS	LM	ME				PG		PL	R
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	CP	FS	LM	ME				PG			R
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)		FS		ME	MF			PG	PS		R
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	CP	FA	FS		ME	MF		PG			R
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)		FA	FS	LM	ME		PA	PG		PL	R
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)		FA	FS	LM	ME	MF	PA	PG	PS	PL	R
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	CP	FA	FS	LM	ME	MF	PA	PG	PS	PL	R
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)									PS		R
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)		FA	FS	LM	ME	MF	PA	PG		PL	R
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)			FS					PG	PS	PL	R
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)			FS	LM				PG		PL	R
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)					ME			PG	PS	PL	R
<i>Platalea ajaja</i> (Linnaeus, 1758)				LM				PG		PL	R
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	CP		FS	LM	ME				PS		VN
<i>Busarellus nigricollis</i> (Latham, 1790)								PG			R
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)		FA	FS		ME						R
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)				LM	ME			PG		PL	R
<i>Aramides cajanea</i> (Statius Muller, 1776)			FS								R
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)									PS		R
<i>Laterallus exilis</i> (Temminck, 1831)					ME			PG	PS		R
<i>Porzana albicollis</i> (Vieillot, 1819)				LM	ME			PG	PS		R
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)			FS		ME			PG	PS		R
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)				LM	ME	MF		PG			R
<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)						MF					R
<i>Vanellus cayanus</i> (Latham, 1790)										PL	R
<i>Himantopus melanurus</i> (Vieillot, 1817)				LM				PG		PL	R
<i>Gallinago paraguayiae</i> (Vieillot, 1816)									PS		R
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)				LM				PG		PL	VN
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	CP			LM	ME	MF		PG	PS	PL	R
<i>Bubo virginianus</i> (Gmelin, 1788)			FS								R
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)			FS	LM						PL	R
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)		FA	FS	LM	ME					PL	R
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)		FA	FS	LM				PG		PL	R

CAPÍTULO II

A CONVENÇÃO RAMSAR COMO FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL: O CASO DO ALTO SÃO FRANCISCO

Áreas úmidas são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos (Junk, 1993), nos quais a água estabelece a particularidade do meio (COWARDIN et al., 1979). Estes ecossistemas são altamente biodiversos, estando entre os mais produtivos do planeta (Mitsch & Gosselink, 1993), constituindo parte da história cultural desde as civilizações primitivas (Barbier et. al., 1997; Hails, 1996). Ainda hoje as áreas úmidas fornecem uma gama de bens e serviços dos quais dependemos amplamente, tais como combustíveis fósseis (carvão e petróleo), peixe, água, terras férteis para plantio, madeira e transporte (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Entretanto, o crescimento da população humana e o desenvolvimento econômico cada vez mais rápido, vem causando uma série de impactos antrópicos de grande magnitude sobre estes ecossistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). As áreas úmidas encontram-se seriamente ameaçadas em diversos países do mundo, com destaque para a poluição, mineração, drenagem, aterro, construção de barragens, extração de águas e sobrepesca, o que acaba comprometendo a integridade e reduzindo a área destes ecossistemas (Junk, 2002; Bowman, 2002; Gibbs, 2000). O presente estudo tem por objetivo chamar atenção para a importância das áreas úmidas e para a necessidade de sua conservação. O enfoque principal será a Convenção Ramsar como ferramenta para a conservação das áreas úmidas no Brasil e no mundo. Para isso será apresentado a importância ecológica e conservacionista das lagoas marginais do Alto Rio São Francisco, especialmente em relação as aves aquáticas, levando-se em conta critérios internacionais de valoração das áreas úmidas.

A CONVENÇÃO RAMSAR

A Convenção Ramsar foi assinada no Irã em 1971, na cidade de Ramsar, com o objetivo de conter as progressivas perdas de áreas úmidas em todo o mundo (Ramsar, 2010). A sua missão principal é o uso racional e a conservação dos recursos naturais por meio de ações locais, regionais, nacionais e globais (Ramsar, 2010). Embora o foco inicial da Convenção tenha sido a conservação de aves aquáticas (Shine & klemm, 1999), áreas designadas como Sítios Ramsar são também selecionadas por sua importância ecológica, botânica, zoológica, limnológica e/ou hidrológica (Barbier et. al. 1997). Atualmente a

Convenção goza de um sucesso considerável, que é medido pelo aumento do número de partes contratantes, bem como do número e da área de superfície de Sítios incluídos na Lista Ramsar (Ramsar, 2010).

A designação de uma área úmida como sítio Ramsar resulta em maior sensibilização quanto aos valores e funções destes ecossistemas, o que acaba por resultar em uma cascata de ações conservacionistas nos mais diversos níveis da sociedade, desde a realização de oficinas regionais dedicadas à questão ambiental, até o estabelecimento em nível nacional de programas educacionais voltados à conservação de áreas úmidas (Bowman, 2002). É interessante notar que a designação de uma área úmida degradada como Sítio Ramsar pode representar o ponto de partida para o seu processo de recuperação e reabilitação (Shine & Klemm, 1999).

A inclusão de um sítio na lista Ramsar não altera o seu direito de propriedade, o que representa uma forma flexível de conduta para conservação das áreas úmidas, não ditando obrigações legais para o país contratante (Bowman, 2002). Entretanto, tal inclusão geralmente não é sem efeito. Por exemplo, a aplicação da Convenção Ramsar resultou em medidas conservacionistas efetivas na Austrália, levando ao desenvolvimento de políticas e planos nacionais específicos para as áreas úmidas (Finlay-Jones, 1997, Bowman, 2002). As resoluções Ramsar podem interferir até mesmo em nível local, como nas decisões de licenciamento ambiental. Nas Antilhas Holandesas as autoridades locais relatam que chegaram a autorizar a construção de um resort junto ao *Het Lac*, um Sítio Ramsar local, mas tal autorização foi anulada, pois ela ia de encontro aos compromissos da Resolução VIII.9, adotada pelas partes em 2002 (Verschuuren, 2008). O interessado na instalação do resort até recorreu, mas a Rainha Beatrix emitiu um decreto real sustentando que "as resoluções, decisões e diretrizes aceitas por unanimidade pela Conferência das Partes da Convenção, da qual a Holanda é um dos signatários, devem ser considerada parte das obrigações nacionais no âmbito da Convenção" (Newton, 2007). Independente das resoluções serem consideradas como lei vinculativa ou como expressão de objetivos, o fato é que elas têm influenciado as ações dos partidos e de outras partes interessadas (Gardner & Davidson, 2009).

A CONSERVAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS NO BRASIL

Historicamente, a conservação das áreas úmidas jamais esteve entre as políticas públicas prioritárias do governo brasileiro, que fomentou a ocupação e uso destas áreas sem levar em consideração a biodiversidade local e os serviços ambientais providos por estes ecossistemas. Políticas de desenvolvimento econômico, tais como o Programa Pró Várzea, na

década de 1970, serviram de incentivo para que áreas de várzea fossem drenadas e ocupadas para fins agrícolas (Diegues, 1994), o que causou prejuízos ambientais incalculáveis (Amda, 2012).

Entre as décadas de 1970 e 1980 também foram implantados no Brasil grandes empreendimentos hidrelétricos que, embora tenham contribuído enormemente para o desenvolvimento econômico nacional, foram responsáveis por grandes impactos sociais e ambientais (Brasil, 2006). A implantação de uma usina hidrelétrica altera drasticamente a paisagem natural, pois grandes áreas de terras agrícolas e vegetação nativa são inundadas (McCully, 2001). A alteração do pulso de inundação causada pela barragem também pode causar diminuição na riqueza e densidade ictiofaunística (Winemiller, 1989) e, conseqüentemente da avifauna piscívora (Cintra & Tonn, 2000). O impacto social também é relevante, pois muitas pessoas são deslocadas de suas terras sem que tenham participado do processo decisório, que é geralmente limitado pela falta de transparência e informação por parte do governo (Joji, 1999).

O fato é que as Usinas Hidrelétricas continuarão a desempenhar um papel fundamental na matriz energética brasileira, sendo estimado que em 2015 elas serão responsáveis por aproximadamente 75% da eletricidade no país (Brasil, 2008). Essa predominância se deve ao fato de o Brasil possuir um dos maiores potenciais hidrelétricos no mundo, com um total de 260 mil MW, dos quais pouco mais de 30% estão em operação ou construção (Brasil, 2008). No entanto, o investimento em fontes alternativas tem crescido nos últimos anos (e.g. eólica, biomassa e pequenas hidrelétricas), o que de acordo com o Plano Decenal de Expansão de Energia deverá contribuir para aumentar a matriz energética brasileira em 46% até 2021, mitigando impactos gerados pelas hidrelétricas (Brasil, 2011). O fato é que as autoridades devem assegurar o equilíbrio entre homem e meio ambiente, prevalecendo o interesse de proteção de proteção ao meio ambiente sobre os interesses individuais privados.

SÍTIOS RAMSAR NO BRASIL E EM OUTROS PAÍSES SIGNATÁRIOS

A Convenção Ramsar possui 167 países contratantes, com pouco mais de 2.120 sítios, os quais cobrem cerca de 205.369.098 ha (Ramsar, 2013a). Os países contratantes da Convenção designam sítios que vão desde pequenos locais de não mais do que 1 ha, tal como a Ile Alcatraz, na Guiné, até as vastas extensões do Golfo de Queen Maud, no Canadá, e o Delta do Okavango, em Botswana, cada um dos quais com cerca de 6 a 7 milhões ha (Bowman, 2002). A Tabela 1 apresenta um comparativo entre os sítios Ramsar de alguns países contratantes da Convenção.

Tabela 1: Comparativo entre os Sítios Ramsar do Brasil e de alguns países do mundo (RAMSAR, 2013b).

País	Área territorial do país (ha)	Ano de contratação	Número de sítios	Área total dos sítios (ha)	% Área Ramsar no país
Brasil	851.576.705	1993	11	6.568.359	0,77%
Argentina	279.181.000	1992	21	5.382.521	1,93%
Estados Unidos	983.151.000	1986	35	1.827.196	0,19%
Escócia	7.877.200	1976	52	300.009	3,81%
Inglaterra	13.039.500	1976	70	367.324	2,82%
México	196.438.000	1986	138	8.826.429	4,49%

O Brasil aderiu à Convenção apenas em 1993, e atualmente seus 6,5 milhões ha designados como sítios Ramsar correspondem em sua quase totalidade a unidades de conservação (Ramsar, 2012). O número de sítios brasileiros pode ser considerado muito baixo, pois o Brasil, além de ser o 5º maior país do mundo em extensão territorial (Ibge, 2013), apresenta grandes extensões de áreas úmidas, com cerca de 70 milhões ha (Tundisi, 1992). Quando comparado com outros países do mundo (Tabela 1), o Brasil apresenta um pequeno número de sítios com grande extensão territorial, enquanto que alguns países da América e Europa apresentam grande número de sítios de pequena extensão. Somente a título de comparação, existem na Europa 1.011 Sítios Ramsar, os quais cobrem pouco menos de 27 milhões de ha (Ramsar, 2002).

Apesar das grandes extensões designadas como Ramsar, somente após a promulgação da Constituição Federal de 1988 que as áreas úmidas no Brasil foram incluídas em políticas ambientais que visam à conservação de vários tipos de ecossistemas (Ramsar, 2012), não havendo políticas nacionais exclusivas para áreas úmidas até o momento. Tal fato contrasta fortemente com a conduta adotada por países desenvolvidos, como a Inglaterra, que já em 1949 impôs rigorosas restrições legais à realização de intervenções em porções de seu território consideradas de especial interesse científico, como as áreas úmidas e vegetação ciliar adjacente (Shine & Klemm, 1999).

O Brasil reconhece sua responsabilidade em conservar seus recursos naturais por meio das áreas protegidas, mas destaca que o país está muito atrás dos países Europeus quanto à conservação das áreas úmidas (Silva, 2005). O governo brasileiro acredita na eficiência de sua extensa legislação ambiental aplicada a todos os tipos de ecossistemas, em vez de criar uma política exclusiva para as áreas úmidas. Diferentemente do México, Inglaterra, Escócia e EUA, que utilizam a Convenção como política ambiental para conservação das áreas úmidas (Ramsar, 2012).

Entre os países comparados na Tabela 1, somente o Brasil não apresenta um inventário detalhado de suas áreas úmidas (Ramsar, 2012), o que dificulta ainda mais a os processos de conservação destes ecossistemas (Maltchik et al. 2003). Diegues (1994) realizou para o Brasil um inventário preliminar destes ambientes quanto ao tipo, valores econômicos e sua importância ecológica, tendo como base a metodologia de classificação de Scott e Carbonell (1986) para a América do Sul. Entretanto, necessitam ser reafirmados, pois não dispõem de classificação própria dos tipos de áreas úmidas, extensão real, relações ecológicas (fauna e flora) e situação atual de conservação (Maltchik et al., 2004; Tiner, 1999).

O sistema de identificação e catalogação para áreas úmidas, como o proposto em um inventário, é um dos primeiros passos para mudar o cenário de destruição e o comprometimento destes ecossistemas (Dobson et al., 1997). Entretanto, a realização de um inventário detalhado demanda muito tempo e recursos, especialmente em países de grande extensão territorial, como o Brasil (Tiner, 1999). Por exemplo, os EUA despenderam mais de 18 anos para finalizar seu inventário, período durante o qual grande parte de suas áreas úmidas foram degradadas ou destruídas (Tiner, 1999).

Mediante ao exposto, a realização de um detalhado inventário das áreas úmidas brasileiras é imperativo, pois permitirá a formulação de melhores políticas de planejamento, gestão, monitoramento e conservação. Além disso, servir de ponto de partida para a identificação de potenciais sítios Ramsar independentes de áreas já protegidas (Ramsar, 2002; Pressey & Adam, 1995).

O estado de abandono por parte do poder público, bem como o descaso da população em geral, é em grande parte responsável pela situação vivenciada por muitas das áreas úmidas brasileiras. Um bom exemplo disso são as áreas úmidas encontradas ao longo do Alto Rio São Francisco. Apesar de sua grande importância ecológica, social e econômica, encontram-se extremamente ameaçadas pela ação antrópica. Estas áreas úmidas encontram-se desprotegidas e dificilmente serão convertidas em algum tipo de unidade de conservação, pois além de encontrarem-se seriamente degradadas, enfrentam sérias barreiras políticas e econômicas para tal. A próxima seção apresenta um estudo de caso sobre as áreas úmidas ao longo do Alto Rio São Francisco, abordando a possibilidade de se explorar a Convenção Ramsar como uma estratégia de fomentar a restauração e a conservação de áreas úmidas fora de áreas protegidas (Shine & Klemm, 1999). Algumas formas utilizadas para isso é incentivar e fomentar o turismo ecológico, recreação, esportes, pesca e caça esportiva.

ESTUDO DE CASO: LAGOAS MARGINAIS DO ALTO RIO SÃO FRANCISCO

A Bacia do Rio São Francisco é a terceira do Brasil em extensão territorial, sendo a maior totalmente inserida em território nacional, com 3.160 km de curso (Codevasf, 2013). Este rio percorre os estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas, cruzando três domínios biogeográficos (Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica) brasileiros de grande importância conservacionista (Ana, 2013, Codevasf, 2013).

Dados sobre o histórico ambiental do Rio São Francisco são escassos, mas relatos de naturalistas do início do século XIX revelam um panorama bastante distinto do atual cenário de degradação observado (veja abaixo). Auguste de Saint-Hilaire, em viagem às nascentes do Rio São Francisco, descreveu vales e margens cobertos por matas espessas na região (Saint-Hilaire, 1937). Em viagem pelo médio São Francisco entre Brasília de Minas e Januária, Spix e Martius (1981), ressaltaram, de maneira poética, a exuberância das lagoas marginais da região: "Em vez de matas secas, desfolhadas ou dos campos do alto sertão, avistamos de todos os lados extensas lagoas cheias de peixes. Quando, à tarde, espreitávamos uma dessas lagoas, que espetáculo estranho se apresentou aos nossos olhos! Centenas de róseos colhereiros (*Platalea ajaja*) perfilavam-se reunidos ao longo da margem e vadeavam lentos, revolvendo ativamente a lama com o bico. Em água mais funda, andam comedidos ali ao redor alguns grandes jaburus e tuiuiús (*Ciconia mycteria*, *Tantalus loculator*), perseguindo os peixes, com os compridos bicos. Numa ilhota, situada no meio da lagoa, acampavam densos bandos de marrecos e frangos d'água e numerosos quero-queros voavam rápidos, em círculos, sobre a margem da mata, ativos na caça aos insetos. Ressoam lá, na mais alvoroçada celeuma grassnada, chiados e gorjeios sem fim dos mais diversos gêneros de aves, e, quanto mais observávamos o raro espetáculo, em que os animais, com a inata independência e vivacidade, sozinhos representavam os papéis no espetáculo da natureza, tanto menos vontade sentíamos de perturbar, com os mortíferos tiros, aquele cenário pacífico da natureza. Vimos mais de 10.000 animais reunidos, cada um dos quais ocupado, segundo o natural instinto de conservação própria. Parecia-nos ter-se renovado o quadro da criação do mundo diante dos nossos olhos, e esse maravilhoso espetáculo nos teria ainda mais agradavelmente impressionado, se não nos ocorresse o pensamento de que a guerra, a eterna guerra, era a lei e misteriosa condição de toda existência animal, 88-89 pg."

O Alto São Francisco engloba uma área de 111.804 km² (Ana, 2004), que vai desde a sua nascente, em São Roque de Minas, até Pirapora (Codevasf, 2013), no Centro-Oeste de Minas Gerais. Nesta região são encontradas vastas áreas úmidas formadas pelo extravasamento do rio, que estabelece conexões laterais com a planície de inundação,

formando lagoas marginais sazonais (i.e., que permanecem secas durante parte do ano) e permanentes (i.e., que mantêm água durante o ano todo) (Welcomme, 1985).

O Alto São Francisco é considerado prioritário para a conservação da biodiversidade em Minas Gerais (Drummond et al. 2005). Contribui para isso o fato do Alto São Francisco apresentar extensas áreas úmidas, que constituem o ecossistema mais ameaçado da América do Sul (Junk et al. 1989), inseridas no domínio do Cerrado, um *hotspot* mundial de biodiversidade altamente ameaçado (Myers et al. 2000, Junk et al. 1989). Apesar do comprometimento de suas áreas úmidas, a região não apresenta estudos detalhados que possam revelar sua situação de conservação, o que a torna de essencial interesse para pesquisa.

O presente estudo de caso foi conduzido no Alto São Francisco, no município de Iguatama, no trecho localizado entre a sede municipal (20°10'28"S, 45°42'39"W) e a foz do rio Bambuí (20°04'23"S, 45°38'00"W). Este trecho abrange cerca de 60 km do curso do rio (25 km se medido em linha reta), comportando extensas planícies de inundação, onde são formadas diversas lagoas marginais que constituem no habitat de muitas espécies de aves aquáticas (Anexo I). Os dados aqui apresentados são baseados em doze meses de coletas de dados sistematizadas sobre a avifauna aquática da região (ver Capítulo 1), além de observações oportunísticas conduzidas ao longo de outros cinco anos.

Os dados apresentados no Capítulo 1 revelam que o Alto São Francisco representa uma das mais importantes regiões no estado de Minas Gerais para a conservação de aves aquáticas, apesar de todos os impactos sofridos (Figura 1). Pouco mais de 40 espécies de aves aquáticas não Passeriformes utilizam destas áreas para alimentação e pernoite, incluindo três espécies consideradas vulneráveis no estado: *P. ajaja*, *J. mycteria* e *M. americana* (Copam, 2010). Uma das colônias reprodutivas observadas no local já chegou a abrigar cerca de 80 casais reprodutivos de *M. americana* e 30 casais de *A. cocoi* no ano de 2007 (Figura 2). Embora esta colônia possa parecer pequena quando comparada aos grandes ninhais do Pantanal, os quais podem conter mais de 10 mil casais de aves aquáticas de diferentes espécies (Bouton et al. 2005), ela é provavelmente uma das maiores já registradas para *M. americana* em Minas Gerais e para o sudeste do Brasil.

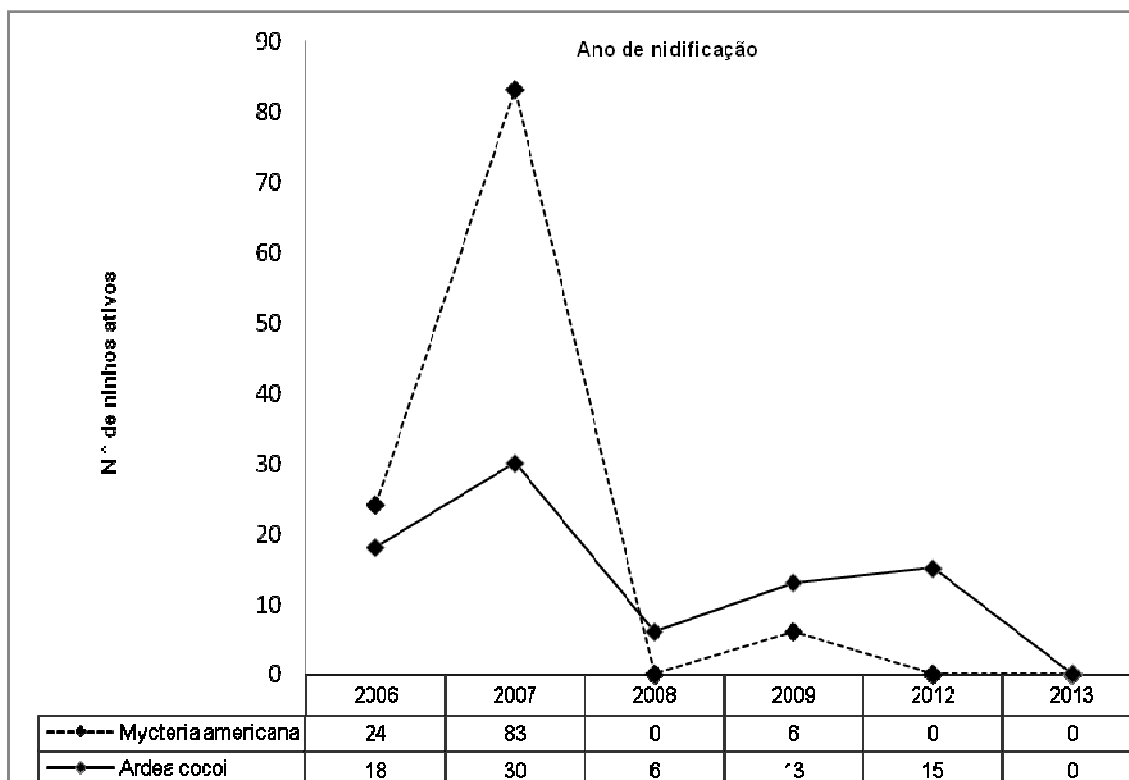


Figura 2. Número de ninhos observados em uma colônia reprodutiva de *M. americana* (linha tracejada) e *A. cocoi* (linha contínua) nos períodos de 2006 a 2013 no município de Iguatama - Minas Gerais.

As flutuações observadas nas populações reprodutivas de *M. americana* e de *A. cocoi* ainda não estão bem compreendidas, podendo ser um fenômeno natural ou resultado dos impactos antrópicos sofridos pela região (Coulter et al. 1999; Michell, 1999; González, 1996).

As lagoas marginais do Alto Rio São Francisco se enquadram em seis dos nove critérios para designação de áreas úmidas de importância internacional: 1) representam um tipo de área úmida rara ou única em uma região biogeográfica; 2) presença de espécies vulneráveis e em perigo de extinção; 3) suportam espécies de plantas e/ou animais importantes para a manutenção da diversidade biológica de uma determinada região biogeográfica; 4) suportam espécies de plantas e/ou animais em uma fase crítica do seu ciclo de vida; 7) suporta uma proporção significativa de peixes nativos e suas interações, contribuindo mundialmente para a diversidade biológica e 8) constituem fontes de alimento para peixes, local de desova e berçário (Ramsar, 2010).

O reconhecimento das áreas úmidas do Alto São Francisco como Sítios Ramsar poderia constituir um ponto de partida para o processo de recuperação e conservação destas áreas, importantíssimas do ponto de vista conservacionista. Tal reconhecimento poderia facilitar a captação de recursos em órgãos internacionais; chamar a atenção da população local para a importância das áreas, o que geralmente resulta em mobilização para sua conservação;

incentivo à pesquisa; e envolver políticos e órgãos governamentais com a realidade destas áreas, fazendo valer a legislação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, o crescimento econômico e o bem estar social são, via de regra, priorizados em detrimento à conservação de áreas naturais (Mundkur, 2006). Talvez em virtude da grande variedade de bens e serviços fornecidos pelas áreas úmidas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), o Brasil tem enfrentado grandes dificuldades para a indicação e designação de novos Sítios Ramsar. Tais dificuldades esbarram na falta de envolvimento de setores privados, pouca disponibilidade de recursos financeiros e profissionais, além da carência de assistência por parte de organizações internacionais não governamentais (Ramsar, 2012).

A estratégia brasileira tem sido a de designar unidades de conservação já estabelecidas como sítios Ramsar. Apesar de válida, esta estratégia pode não ser a mais eficiente do ponto de vista da biologia da conservação, pois, afinal, estas áreas já se encontram protegidas. Este estudo sugere que talvez a melhor estratégia a ser adotada seja a de declarar sítios Ramsar em áreas importantes e nas quais o estabelecimento de novas unidades de conservação se mostre difícil ou mesmo impossível, como no Alto Rio São Francisco. Esta pode ser uma boa oportunidade para o início do processo de recuperação e conservação de uma área, o que pode ser feito em paralelo com o desenvolvimento de atividades produtivas, tais como a pecuária e agricultura, desde que respeitados os princípios da Convenção (Bridgewater, 2008).

A Convenção Ramsar não é de natureza regulamentar, gerando benefícios que variam de acordo com a realidade de cada sítio (Gardner et al., 2009), desta forma a utilização das áreas úmidas baseado no modo sustentável pode proporcionar o uso contínuo e maior disponibilidade de benefícios, mantendo seu potencial para atender as necessidades e aspirações das gerações futuras (Bowman, 2002). Há exemplo, em países como a Austrália, onde o governo do estado da Tasmânia desenvolveu estratégias de gestão para o uso sábio e fortemente integrado das áreas úmidas, tendo como parte importante da formação e capacitação das populações locais dependentes das áreas úmidas em situação crítica de conservação (Ramsar, 2002). Estudos realizados recentemente nos Estados Unidos, Canadá e África confirmam a ideia de que designação de um sítio Ramsar está muito além de mera honra, contribuindo de maneira efetiva para proteção e gestão dos sítios (Gardner et al, 2009; Lynch-Stewart, 2008). Nos Estados Unidos a designação Ramsar foi importante para o estabelecimento de parcerias para os esforços de conservação de bacias hidrográficas, tal

como os pantanais do rio Cache, e restauração de áreas degradadas. No Canadá, a designação colaborou para a divulgação da importância ecológica local para a comunidade, e ainda influenciou no uso do solo e dos recursos hídricos, entre outros. Na África, 65% dos sítios pesquisados tiveram aumento das oportunidades de captação de recursos, além da constatação de grupos locais de aumento do ecoturismo como forma de erradicação da pobreza e o aumento do interesse científico pós-designação (Gardner et al., 2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMDA. Associação Mineira de Defesa do Meio Ambiente. **Menos lagoas, mais prejuízos**. A maior parte das lagoas foi drenada pelo projeto Pró-Várzea. Revista Ecológico. Belo Horizonte. 2012. [www.revistaecologico.com.br/materia.php?id = 43&secao = 568&mat = 5](http://www.revistaecologico.com.br/materia.php?id=43&secao=568&mat=5). Acesso em julho de 2013.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Bacias Hidrográficas: Região Hidrográfica do São Francisco**. ANA. Brasília. www.ana.gov.br/bacias/SaoFrancisco. Acesso em março de 2013.
- ANA. Agência Nacional das Águas. **Projeto de Gerenciamento Integrado das Atividades Desenvolvidas em Terra na Bacia do São Francisco**. Subprojeto Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - PBHSF (2004-2013). ANA. Brasília. 65p. 2004.
- BARBIER, E. B.; ACREMAN, M. C.; KNOWLER, D. **Economic valuation of wetlands: a guide for policy makes and planner**. Ramsar Convention Bureau. Gland. 138p. 1997
- BOUTON, S. B.; FREDERICK, P. C.; ROCHA, D. C. DOS SANTOS, A. T. B. BOUTON, T. C. **Effects of tourist disturbance on Wood Stork nesting success and breeding behavior in the Brazilian Pantanal**. Waterbirds. vol. 28. n°. 4. 487- 497p. 2005.
- BOWMAN, M. **The Ramsar Convention on wetlands: has it made a difference?**. Earthscan Publications. London. vol. 61. n° 8. 61-68p. 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cuidar das Zonas Úmidas: uma resposta às mudanças climáticas**. MMA. Brasília. 28p. 2011.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. **Diagnóstico Nacional das Iniciativas em Ambientes Aquáticos**. Brasília. MMA/SBF. 30p. 2009.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2021**. Brasília. MME/EPE. 387p. 2012. BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. ANAEEEL.

- Brasília. 236p. 2008.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia/Empresa de Pesquisa Energética. **Plano decenal de energia elétrica 2006-2015**. Brasília. MME/EPE. 372p. 2006.
- BRIDGEWATER, P. A. **New Context for the Ramsar Convention: Wetlands in a Changing World**. RECIEL. Oxford. vol. 17. n° 1. 100 - 106p. 2008.
- CINTRA, P. A. & TONN, W. M. **Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canadá: the relative importance of environmental and biotic factors**. Freshwater Biology. vol. 43. 421-437p. 2000.
- CODEVASF. Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba. **Vale do São Francisco**. CODEVASF. Brasília. www.codevasf.gov.br/osvales/vale-do-sao-francisco. Acesso em março de 2013.
- COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa n° 147, de 30 de abril de 2010**. Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo. Belo Horizonte. 2010.
- COULTER, M. C.; RODGERS, J. A.; OGDEN, J. C.; DEPKIN, F. C. **Wood Stork (*Mycteria americana*), the birds of north america**. Retrieved from the Birds of North America Online. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/409>. Acesso em junho de 2013. 1999.
- COWARDIN, L. M.; CARTER, V.; GOLET, F. C.; LAROE, E. T. **Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States**. Fish and Wildlife Service. Washington. 131p. 1979.
- DIEGUES, A. C. S. **An inventory of Brazilian wetlands**. IUCN. vol. 3. 216p. 1994.
- DOBSON, A.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, A. J. M. **Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology**. Science. vol. 277. 515-522p. 1997.
- DRUMMOND, G.M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas gerais: um atlas para sua conservação**. 2ª ed. Fundação Biodiversistas. Belo Horizonte. 222p. 2005.
- FINLAY-JONES, J. **Aspects of wetland law and policy in Australia**. Wetlands Ecology and Management. Callaghan. vol 5. n°37. 54p. 1997.
- GARDNER, R. C.; CONNOLLY, K. D.; BAMBA, A. **African wetlands of international importance: assessment of benefits associated with designations under the Ramsar Convention**. Georgetown International Environmental Law Review. vol. 21. n° 257–294p. 2009.
- GARDNER, R. C. & DAVIDSON, N. C. Chapter 11. **The Ramsar Convention**. 189-206p.

- In.: LEPAGE, B. A. **Wetlands: Integrating Multidisciplinary Concepts**. Springer Science. Gulfport. 2007.
- GIBBS, J. P. **Wetland loss and biodiversity conservation**. Conservation Biology. vol. 14. n° 1. 314-317p. 2000.
- GONZÁLEZ, J. A. **Densidad y dinamica espacio-temporal de las poblaciones de cigüeñas (Ciconiidae) em los llanos inundables de Venezuela**. Ornitologia Neotropical. vol. 7. 177-183 p. 1996.
- HAILS, A. J. **Wetlands, biodiversity and Ramsar Convention: the role of the convention wetlands in the conservation and wise use of biodiversity. Ramsar Convention Bureau**. Switzerland. 196p. 1996.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Países**. IBGE. Brasília. www.ibge.gov.br. Acesso em maio de 2013.
- JOJI, C. **The world commission on dams: a review of hydroelectric projects and the impact on indigenous peoples and ethnic minorities**. Cultural Survival Quarterly. vol. 23. n°. 3. 1999.
- JUNK, W. J. **Wetlands of tropical South America**. 679-739p. In: WHINGHAM, D. F. HEJNY, S. & DYKYJOVA, D. Wetlands of the world. Kluwer Academic Publishers. 768p.1993.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. **The flood pulse concept in river-floodplain systems**. 110-127p. In: DODGE, D. P. Proceeding de the International Lange River Symposim. Canadian Special Publications of Fisheries & Aquatic Sciences. 1989.
- LYNCH-STEWART & ASSOCIATE. **Wetlands of international importance (Ramsar sites) in Canada: survey of Ramsar site managers 2007**. Ottawa. 37p. 2008.
- MALTCHIK, L.; COSTA, E. S.; BECKER, C. G., OLIVEIRA, A. E. **Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil)**. Pesquisas Botânica. vol. 53. 89-100p. 2003.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; GUADAGNIN, D. L.; STENERT. C. **Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities**. Acta Limnologica Brasiliensia. vol.16. n° 2. 137-151p. 2004.
- MARTÍNEZ-VILALTA, A.; MOTIS, A. **Family Ardeidae**. In: DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; SARGATAL, J. Handbook of the Birds of the World - Ostrich to Ducks. Lynx Edicions. Barcelona. 376-429p. 1992.
- MCCULLY, P. **Silenced rivers: the ecology and politics of large dams**. Zed Book. London. 349p. 2001.
- MICHELL, W. A. **Species profile: Wood Stork (*Mycteria americana*) on military**

- installations in the southeastern United States.** Army Engineer Reserach Development Center. 38p. 1999.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis.** World Resources Institute. Washington. 68 p. 2005.
- MITSCH, W. J. & GOSSELINK, J. G. **Wetlands.** Van Nostrand Reinhold. New York. 721p.1993.
- MITSCH, W. J. **Global wetlands: old world and new.** Elsevier Science & Technology Books. Amsterdam. 992p. 1994.
- MUNDKUR, T. **Successes and challenges of promoting conservation of migratory waterbirds and wetlands in the Asia-Pacific region: nine years of a regional strategy.** 81-87p. In: Waterbirds around the world. BOERE, G. C.; GALBRAITH, C. A.; STROUD, D. A. The Stationery Office. Edinburgh. 960p. 2006.
- MYERS. N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature. vol. 403. 853-858p. 2000.
- NEWTON, E. C. **Annulment of decisions for building near Ramsar site on Bonaire was justified.** Ramsar. Willemstad. 24-26p. 2007.
- PRESSEY, R. L. & ADAM, P. **A review of wetland inventory and classification in Austrália.** Vegetatio. Australia. vol.118. 81-101p. 1995.
- PRESSEY, R. L. & COWLING, R. M. **Reserve selection algorithms and the real world.** Conservation Biology. vol.15. n° 1. 275-277p. 2001.
- RAMSAR (a). **The Convention on Wetlands.** Gland. RAMSAR. www.ramsar.org. Acesso em abril de 2013.
- RAMSAR(b). **The List of Wetlands of International Importance.** Gland. RAMSAR. 46p. www.ramsar.org. Acesso em maio de 2013.
- RAMSAR. **Designating Ramsar Sites.** Strategic Framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance, Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 4th ed. RAMSAR. Gland. vol. 17. 20p. 2010.
- RAMSAR. **National Reports submitted to the 11th meeting of the Conference of the Parties.** Bucharest. www.ramsar.org. Acesso em outubro de 2012.
- RAMSAR. **Wetlands: water, life, and culture.** 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). Valencia. 18-26p. 2002.
- SAINT-HILAIRE, A. **Viagem às nascentes do Rio São Francisco e pela província de Goiás.** Brasiliana. São Paulo. vol. 2. n ° 78. 306p. 1937.

- SCOTT, D. A. & CARBONELL, M. A. **Directory of Neotropical Wetlands**. IUCN. 684p. 1986.
- SHINE, C. & KLEMM, C. **Wetlands, Water and the Law**. Using law to advance wetland conservation and wise use. IUCN. n° 38. 330p. 1999.
- SILVA, M. **The Brazilian protected areas program**. Conservation Biology. vol. 19. n° 3. 608–611p. 2005.
- SPIX, J. B. von & MARTIUS, C. F. P. von. **Viagem pelo Brasil: 1817-1820**. (Trad. Lahmeyer, L. F.). Itatiaia. São Paulo. 88 - 89p. 1981.
- TINER, R. W. **Wetland indicators**. Lewis Publishers. New York. 392p. 1999.
- TUNDISI, J. G. **Conservation and management of continental aquatic ecosystems in Brazil**. p In: International Conference on the Conservation and Management of Lakes. 4 ed. Hangzhou. Chinese Academy of Environmental Sciences. Pequim. 654p. 1992.
- TUNDISI, J. G. **Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia**. Revista Estudos Avançados. São Paulo. vol. 21, n°. 59. 109 - 117p. 2007.
- VERSCHUUREN, J. **Ramsar soft law is not soft at all: discussion of the 2007 decision by the Netherlands Crown on the Lac Ramsar site on the island of Bonaire**. Milieu en Recht. Netherlands. vol. 35. n° 28. 34p. 2008.
- WELCOMME, R. L. **River Fisheries**. FAO Fisheries. vol. 262. n° 1. 330p. 1985.
- WINEMILLER, K. O. **Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments**. Oecologia. vol. 81. 225-241p. 1989.

ANEXOS

Anexo I. (a) Monocultura de cana-de-açúcar e pastagem às margens do Rio São Francisco, ilustrando suas lagoas marginais - Foto: P. David. (b) Exemplo de um típico sistema de drenagem construído na maioria das lagoas marginais do Alto São Francisco. Utilização das áreas de lagoas marginais sazonais (c) e permanentes (d) para alimentação (*Phalacrocorax brasilianus*) e (e; f) estabelecimento de colônia de nidificação (*Mycteria americana* e *Ardea cocoi*). Fotos: C. M. S. Carvalho.

