



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

CLARISSE CAROLINE DE OLIVEIRA E SILVA

**DINÂMICA SAZONAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE DE AVES EM UM  
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

MOSSORÓ

2016

CLARISSE CAROLINE DE OLIVEIRA E SILVA

**DINÂMICA SAZONAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE DE AVES DE UM  
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Terrestres.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Fernandes França.

MOSSORÓ

2016

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

S586d Silva, Clarisse Caroline de Oliveira e .  
Dinâmica sazonal e espacial da comunidade de aves de um ambiente Semiárido / Clarisse Caroline de Oliveira e Silva. - 2016.  
35 f. : il.

Orientador: Leonardo Fernandes França.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, 2016.

1. Composição de espécies. 2. Detectabilidade.  
3. Emigração temporária. I. França, Leonardo Fernandes, orient. II. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

CLARISSE CAROLINE DE OLIVEIRA E SILVA

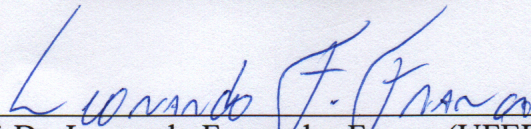
**DINÂMICA SAZONAL E ESPACIAL DA COMUNIDADE DE AVES EM UM  
AMBIENTE SEMIÁRIDO**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Ecologia e Conservação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

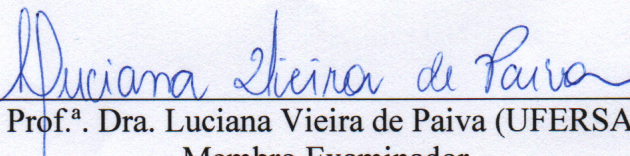
Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação de Ecossistemas Terrestres.

Defendida em: 31 / 03 / 2016.

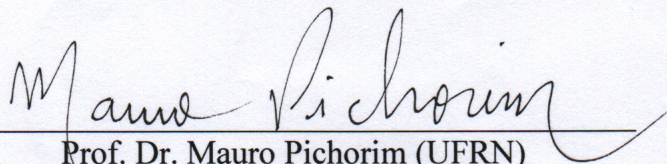
**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Leonardo Fernandes França (UFERSA)  
Presidente



Prof.<sup>a</sup> Dra. Luciana Vieira de Paiva (UFERSA)  
Membro Examinador



Prof. Dr. Mauro Pichorim (UFRN)  
Membro Examinador

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço à minha família. Aos meus pais, pela confiança e apoio que depositaram em mim ao longo de toda minha trajetória acadêmica e pelo amor incondicional, que me faz ter motivos para levantar da cama todos os dias. Aos meus irmãos, que têm sido cada dia mais amáveis e que fazem questão de demonstrar felicidade à cerca das minhas pequenas conquistas diárias. E à minha sobrinha Luísa, meu poço de felicidade e luz dos meus dias, que faz com que eu lute para ser cada dia uma pessoa melhor.

Agradeço ao meu Orientador, por cada segundo que dedicou à minha formação profissional. Pelo conhecimento de campo, acadêmico e de vida que foram fundamentais para o meu crescimento nesses últimos anos. Obrigada pela paciência, pelos conselhos, pela compreensão, pelo estímulo e especialmente pela amizade.

Agradeço aos integrantes do EcoPAN, a família que eu adquiri em Mossoró. Por toda ajuda em campo, pela troca mútua de conhecimento, por todas as risadas, pelo amor e por tornarem agradáveis todos os momentos, inclusive sob sol escaldante.

Agradeço aos meus amigos queridos que apesar da distância e ausência ficaram ao meu lado e acreditaram no meu potencial quando eu mesma duvidei. Obrigada pelos momentos de descontração que aliviaram meu estresse e me deram força para seguir em frente.

Agradeço à cada membro da banca examinadora por abdicar um pouco do seu tempo em prol da melhoria do meu trabalho. À José Luís e Luciana pelas considerações relativas à qualificação, que foram de suma importância para a melhoria do trabalho. E à Luciana, Mauro e Milena pelo conhecimento científico e de campo que cada um me proporcionou e que foram essenciais para a minha formação profissional.

Agradeço à CAPES pelo apoio financeiro.

## RESUMO

Os ambientes semiáridos tropicais apresentam alta sazonalidade climática, incluindo grande variação pluviométrica ao longo do ano. Isto desencadeia flutuações nas condições ambientais e na disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, deve influenciar a variação na riqueza de espécies de aves no espaço e tempo. Neste estudo utilizamos dados de captura-recaptura de aves para avaliar questões como: (1) a riqueza de espécies varia sazonalmente e a taxa de mudança é alta, assim como em outros semiáridos; (2) a variação na riqueza é consequência principalmente da saída temporária de espécies na transição chuva-seca e retorno na seca-chuva; e (3) o ambiente com menor grau de perturbação está associado à menor variação sazonal em riqueza e composição de espécies do que o mais perturbado. O estudo ocorreu na Caatinga (semiárido neotropical), ao longo de três anos (09/2012 a 08/2015), com dois períodos anuais de captura (seca e chuva) em dois ambientes (natural e perturbado). Analisamos os dados no programa Mark, com modelos do tipo Desenho Robusto e CJS visando estimar parâmetros da dinâmica de comunidades (estimativas de entrada e saída espécies (permanente e temporária), riqueza de espécies e taxa de mudança na riqueza). As análises mostraram que a sazonalidade e o tipo de ambiente são fatores determinantes para a emigração temporária, sendo a maior saída de espécies na transição chuva-seca e maior entrada na seca-chuva. Estimamos que aproximadamente 40% das espécies saíram da área de amostragem após o período chuvoso e 85% das espécies que estavam fora, entraram na área antes do período chuvoso. A riqueza de espécies estimada foi em média de 33,4 na época seca e 53,2 na época de chuva. A taxa de mudança na riqueza de espécies variou entre 0,6 na transição chuva-seca e 1,5 na seca-chuva, sendo semelhantes entre ambientes. As estimativas de saída permanente de espécies variou de uma a três espécies por transição, enquanto que de entradas permanentes variou entre quatro e seis espécies por período. Os nossos resultados mostraram que a variação sazonal do regime hídrico, assim como, a variação na fitofisionomia foram fatores importantes na determinação da dinâmica da comunidade.

**Palavras-chave:** Composição de espécies. Detectabilidade. Emigração temporária.

## ABSTRACT

The semi-arid tropical environments exhibit high seasonality, including wide variation in the rainfall amount throughout the year. This triggers fluctuations in environmental conditions and the resources availability and therefore should influence the variation in species richness of birds in time and space. In this study we used capture-recapture data from birds to evaluate issues such as: (1) species richness vary seasonally with a high change rate, as in other semi-arid; (2) species richness variation is mainly due to the temporary departure of species in the wet-dry transition and return on dry-wet cycle; and (3) the environment with a lower degree of disturbance is associated with less seasonal variation in species composition and richness than higher disturbed environment. The study was carried out in the Caatinga (semi-arid Neotropical) over three years (2012-2015), with two annual capture season (dry and wet) in two environments (natural and disturbed). We analyzed the data through MARK program, with Robust design models and CJS to estimate parameters of the communities' dynamics (estimates of species input and output (permanent and temporary), species richness and richness change rate). The analysis showed that seasonality and environment are factors decisive for the temporary emigration, the largest output of species in the wet-dry transition and greater input in the dry-wet. We estimate that approximately 40% of the species left the sampling area after the rainy season and 85% of the outside species entered the area before the rainy season. The average of species richness estimated was 33.4 in the dry season and 53.2 in the rainy season. The change rate of species richness varied from 0.6 in the wet-dry transition to 1.5 in the dry-wet, being similar between environments. The estimates of permanent output of species varied from one to three species per transition, while permanent input varied between four and six species per season. Our results showed that the seasonal variation of water regime, as well as the phytophysiognomy change were important factors in determining the community dynamics.

**Keywords:** Species composition. Detectability. Temporary emigration.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	–	Precipitação anual acumulada entre os anos de 2008 e 2015 .....	16
Figura 2	–	Representação do parâmetro emigração temporária .....	17
Figura 3	–	Modelo de coleta de dados .....	18
Figura 4	–	Estimativa de riqueza de espécies .....	25



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Modelos de Desenho Robusto, usados para avaliar o efeito de covariáveis extrínsecas temporais sobre os parâmetros persistência local ( $\phi$ ), probabilidade de emigração ( $\gamma$ ), *mixture* ( $\pi$ ), probabilidade de captura ( $p$ ) e probabilidade de recaptura ( $c$ ) para a comunidade de Aves estudada em dois ambientes adjacentes de Caatinga ao nordeste da região biogeográfica. Análise baseada no Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$ )..... 20
- Tabela 2 – Estimativas de proporção (e número) de espécies que saíram temporariamente da área de estudo ( $\gamma''$ ) a cada transição de estações, assim como, de espécies que após sair permaneceram fora ( $\gamma'$ ) ou retornaram ( $1-\gamma'$ ) na amostragem seguinte. Estimativas obtidas a partir de modelos de Design Robust, para a comunidade de Aves capturadas em dois ambientes adjacentes de Caatinga, ao longo de três anos de estudo..... 21
- Tabela 3 – Modelos CJS, usados para avaliar o efeito de covariáveis extrínsecas temporais sobre os parâmetros persistência de espécies ( $\phi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ), utilizando o histórico normal e invertido para a comunidade de Aves capturadas em dois ambientes adjacentes de Caatinga, ao longo de três anos de estudo. Ordenação de modelos baseada no Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$ ). 23
- Tabela 4 – Número de espécies que saíram permanentemente e que entraram na comunidade de Aves dois ambientes adjacentes de Caatinga e nas transições entre estações do ano, no Rio Grande do Norte, a partir da utilização de modelos CJS..... 24

## LISTA DE SÍMBOLOS

- $\varphi$  Persistência de espécies
- $\lambda$  Taxa de mudança de espécies
- $\gamma$  Emigração temporária (*gamma*)
- $\pi$  Proporção de espécies com menor probabilidade de captura e recaptura

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>10</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>12</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo .....</b>	<b>12</b>
<b>2.2</b>	<b>Coleta de dados .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3</b>	<b>Análise de dados .....</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS .....</b>	<b>19</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>24</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>30</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A composição e riqueza de uma comunidade de aves pode variar em curto ou longo prazo (MARON *et al.*, 2005; CUETO & LÓPEZ DE CASENAVE 1999), entre ambientes com fitofisionomias distintas (HAMEL 2003) ou gradientes ambientais (HOLMES & SHERRY 2001). Nos ambientes sazonais, condições como precipitação, fotoperíodo e temperatura são frequentemente usadas como sinal para estimular ciclos anuais (migração e reprodução), os quais atuam como processos capazes de afetar a dinâmica das comunidades (FOGDEN 1972). Determinar quais destas variáveis ambientais exercem maior peso sobre a dinâmica das comunidades é muitas vezes uma tarefa difícil, uma vez que os fatores ambientais agem com diferente intensidade entre as espécies (MACNALLY 1996; HOLMES & SHERRY 2001). No entanto, estudos realizados em habitats com alta sazonalidade climática, frequentemente encontram dinâmicas de comunidades também sazonais (BROOKER *et al.*, 1990).

Nos ambientes semiáridos, a dinâmica de comunidade das aves pode ser regulada por um processo em cadeia dependente do regime hídrico local. As chuvas, escassas e concentradas em um curto período do ano, promovem o rápido aumento da produtividade primária, a qual afeta diretamente a abundância de artrópodes (POULIN *et al.*, 1992)). Os artrópodes são uma fonte alimentar comum na dieta de aves de regiões semiáridas (MEDEIROS *et al.*, 2012), inclusive para frutívoros e granívoros durante a estação chuvosa-reprodutiva (POULIN *et al.*, 1992). Portanto este recurso pode atuar diretamente na regulação de processos da dinâmica de comunidades, sendo o regime de chuvas o fator controlador indireto. De fato, o período de maior pluviosidade está relacionado à chegada de espécies migratórias e nômades nos ambientes sazonais (BLENDIGER 2005; SMITH 2015), resultando em aumento na riqueza de espécies (DEAN 1997). Na Caatinga, as altas temperaturas e escassez de água durante o período de seca (VELLOSO *et al.*, 2002), juntamente com a chegada de espécies migratórias durante a estação chuvosa, são fatores importantes para determinar a dinâmica das comunidades (SILVA *et al.*, 2003), tendo o potencial de promover grande variação sazonal na riqueza de espécies, assim como visto em outros ambientes semiáridos (BLENGINGER 2005, ISACH *et al.*, 2005, FEGER *et al.*, 2014, FLESCHE *et al.*, 2015).

As mudanças de curto prazo na composição e riqueza de espécies das comunidades de aves são oriundas de deslocamentos locais entre habitats de uma paisagem (*e.g.* DEAN

1997; HERRERA & GARCÍA 2009), migrações (DEAN 1997) ou mesmo relacionadas a deslocamentos definitivos, como entrada e saída permanente de espécies (SMITH 2015). Os deslocamentos definitivos são motivados por extinções e colonizações locais, que em curto prazo são decorrentes de variações ambientais bruscas e imprevisíveis (SMITH 2015). Por outro lado, os deslocamentos temporários ocorrem em função de variações climáticas comuns e menos bruscas (imprevisíveis ou sazonais) que podem ser percebidas ao longo do ano. Os deslocamentos locais entre habitats são realizados, em grande parte, por espécies oportunistas ou nômades, que vagueiam por grandes áreas em busca de manchas de habitat com condições favoráveis e/ou maior disponibilidade de recursos (DEAN 1997). Enquanto isto, as migrações de longas distâncias são direcionais e cíclicas, sendo, em curto prazo, menos sensíveis às variações e imprevisibilidade do ambiente (WIENS 1991, DEAN *et al.*, 2005).

As variações espaciais provenientes da ocorrência de diferentes tipos de ambiente em uma paisagem, também podem exercer algum efeito sobre a dinâmica temporal das comunidades de aves (PAVEY & NANO 2009). Estas questões motivam as discussões científicas a algum tempo (*e.g.* GRINNELL 1917, KENDEIGH 1946, SVARDSON 1949) e as conclusões apontam para um forte efeito da estrutura (HEEZIK & SEDDON 1999; HAMEL 2003, ISOTTI *et al.*, 2015) e/ou composição de espécies da comunidade vegetal (LEE & ROTENBERRY 2005; PASTUR *et al.*, 2015). Geralmente a maior heterogeneidade estrutural do habitat propicia a ocorrência de comunidades com maior diversidade de aves (DING *et al.*, 2008, ISOTTI *et al.*, 2015). Neste caso, ambientes fortemente impactados por distúrbios ambientais tendem a apresentar comunidades com menor diversidade de aves, em consequência da simplicidade estrutural das comunidades vegetais (FATTORINI 2005; KABOLI *et al.*, 2006). Além disto, estes ambientes perturbados tendem a ser sazonalmente mais variáveis em termos de qualidade e quantidade de recursos (MAY 1982), em parte, devido a predominância de plantas de ciclo rápido e menos estáveis, as quais colonizam áreas alteradas antes de vegetações lenhosas (WIENS 1977). Nestes ambientes alterados é esperada a ocorrência de um maior número de aves oportunistas e nômades (WHITTAKER & GOODMAN 1979) e uma maior amplitude de variação temporal na riqueza de espécies (KRICHER 1973; MAY 1982). Na Caatinga são comuns as paisagens que misturam ambientes com variados níveis de perturbação ambiental (VELLOSO *et al.*, 2002), isto ocorre em decorrência da exploração desgovernada dos recursos naturais (ARAÚJO *et al.*, 2007), transformando as paisagens em mosaicos com diferentes graus de perturbações (MMA 2002). Portanto, sob

as condições regionais de clima semiárido, mosaico de fitofisionomias e presença de áreas fortemente impactadas por ações antrópicas, é esperado que as comunidades de aves respondam à sazonalidade (ou imprevisibilidade) climática de forma espacialmente distinta, em função da heterogeneidade e grau de perturbação dos ambientes.

Estimativas de riqueza e variação na composição de espécies são essenciais para se analisar mudanças na distribuição de espécies ao longo dos anos (ADLER & LAUENROTH 2003, HANSEN *et al.*, 2005), assim como para avaliar efeitos de variáveis ambientais (*e.g.* chuvas, disponibilidade de recursos) sobre a riqueza de espécies (BALMFORD & BOND 2005). Modelos de captura e recaptura têm sido bastante utilizados para estimar parâmetros da dinâmica de comunidades (NICHOLS *et al.*, 1998; BOULINIER *et al.*, 1998; KÉRY & SCHMID 2004; KÉRY 2004) e neste estudo utilizamos dados de captura e recaptura para avaliar hipóteses de variação temporal e espacial na dinâmica de uma comunidades de aves, sendo elas: (1) Há uma alta variação sazonal na riqueza e composição da comunidade, assim como em outros semiáridos; (2) a variação na riqueza é consequência principalmente da saída temporária de espécies na transição chuva-seca e retorno na seca-chuva; e (3) o ambiente com menor grau de perturbação antrópica está associado à menor variação sazonal em riqueza e composição de espécies do que o ambiente mais perturbado.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental Rafael Fernandes (37°23'50.37"O e 5°3'17.57"S), a aproximadamente 15 Km do centro da cidade de Mossoró-RN. A Estação pertence à Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) e possui área aproximada de 400 ha, com 200 ha de vegetação nativa, 50 ha de área abandonada em regeneração natural e o restante destinado à monocultura e ocupação humana. Coletamos os dados nos dois ambientes que possuíam características mais próximas às da caatinga nativa da região. Uma das áreas era formada por vegetação arbóreo-arbustiva densa com pouca perturbação antrópica, exceto pela coleta esporádica de madeira e animais de caça (área natural). Na outra área (área perturbada), a vegetação nativa foi retirada, o solo usado para o cultivo de uma espécie perene local (*Anacardium occidentale*) e, posteriormente, abandonado por pelo menos 20 anos. Neste período,

pouca ou nenhuma perturbação antrópica ocorreu na área e, com o estabelecimento de um processo de regeneração natural, algumas espécies de plantas dominaram o ambiente, principalmente a *Mansoa* sp e em seguida a *Mimosa* sp. Este ambiente apresentava formação vegetal arbustiva espaçada, raras árvores se destacando na paisagem e um predomínio da espécies *Mansoa* sp que compunha a maior parte da vegetação rasteira, agindo também como trepadeiras que cobriam parte da vegetação arbustivas. As duas áreas de coleta estavam distantes 500 m entre si. A precipitação local nos últimos oito anos ocorreu de forma temporalmente previsível, estando concentrada (90%) entre os meses de janeiro e junho, porém foi amplamente imprevisível quanto ao volume anual, com variação de 227 a 1599 mm entre anos (Figura 1).

O local está inserido no bioma Caatinga e segundo a classificação de Köppen, o clima nessa região é BsWh: seco, muito quente, com estação chuvosa no verão, temperatura média máxima entre 32,1 e 34,5°C e precipitação média anual em torno de 825 mm (Figura 1) (CARMO FILHO & OLIVEIRA 1989). Segundo a classificação de Thornthwaite o clima local é DdAa, ou seja, semiárido, megatérmico, com pouco ou nenhum excesso de água durante o ano (CARMO FILHO *et al.*, 1991). A Caatinga é representada por um conjunto de arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas (LEAL *et al.*, 2005) que estão sob influência de características meteorológicas extremas que incluem alta radiação solar, altas temperaturas e precipitação baixa e concentrada em poucos meses (PRADO 2003). O bioma Caatinga ocupa uma área de 734.478Km<sup>2</sup> e está inserido no Nordeste do Brasil e em algumas áreas ao norte do estado de Minas Gerais (LEAL *et al.*, 2003).

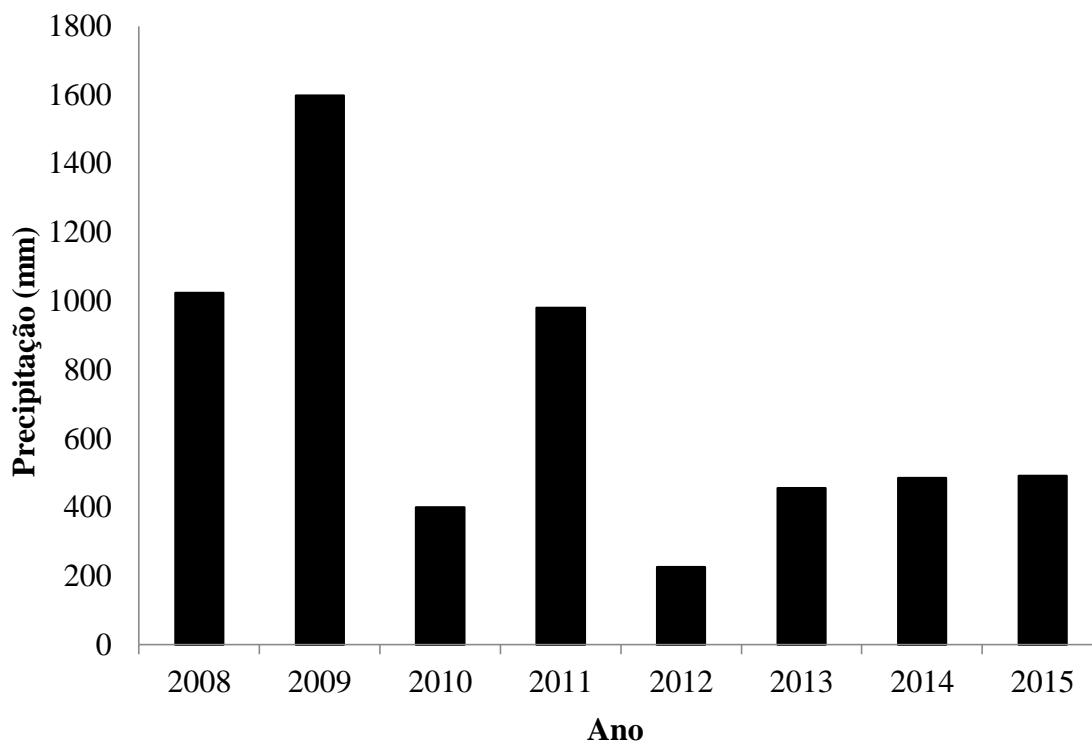
## 2.2. Coleta de dados

Para o monitoramento das Aves, estabelecemos em cada um dos dois ambientes de estudo, uma trilha de 600m com pontos amostrais a cada 50 m, totalizando 12 pontos amostrais por ambiente. Em cada ponto, armamos uma rede de neblina de 18 X 3 m, com malha de 19 mm, adequada para a captura das aves. Realizamos as coletas de dados ao longo de três anos, entre setembro de 2012 e agosto de 2015, seguindo o modelo de Desenho Robusto, com duas amostragens primárias anuais, sendo um no período de chuvas e outro no período de seca e oito amostragens secundárias em cada período do ano. As amostragens do período chuvoso foram realizadas entre os meses de março e junho e as do período seco entre setembro e dezembro. Cada amostragem secundária

ocorreu ao longo de dois dias consecutivos, sendo um dia em cada área amostral, e foram espaçadas a cada 14 dias. Os intervalos entre o fim de uma amostragem primária e o início da próxima foi de três meses. Os Definimos os períodos secos e chuvosos com base na precipitação dos últimos oito anos, segundo dados do Instituto Nacional de meteorologia (INMET- <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>).

Armamos as redes sempre no dia anterior a coleta de dados e mantivemos estas fechadas até o início das atividades de captura no dia seguinte. Nos dias de coleta abrimos as redes ao nascer do sol (~05:00 da manhã) e deixamos dessa forma durante as cinco horas subsequentes. Durante esse período realizamos vistorias para a retirada das aves que haviam sido capturadas. No começo da manhã, as vistorias aconteciam a cada hora, sendo esse horário reduzido para 40 minutos nas horas mais quentes do dia. Em cada vistoria, retiramos as aves capturadas das redes, colocamos em sacos de pano devidamente identificados e levamos a um local coberto, localizado cerca de 50 m da trilha, onde identificamos as espécies e marcamos os indivíduos. Liberamos os indivíduos na vistoria seguinte, próximo à área em que foram capturados. Marcamos as aves com anilhas metálicas contendo código alfanumérico único para posterior identificação em caso de recaptura do indivíduo. Estas anilhas foram cedidas pelo CEMAVE/ICMBio (Centro Nacional de Pesquisas para a Conservação das Aves Silvestres/ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). A identificação e nomenclatura utilizada nesse estudo seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO-2014).





**Figura 1.** Precipitação anual acumulada (mm) no raio de aproximadamente 25 km da Fazenda Experimental Rafael Fernandes entre os anos de 2008 e 2015. Dados baseados em médias diárias a partir de pluviômetros pertencentes ao CEMADEM, INMET e UFERSA.

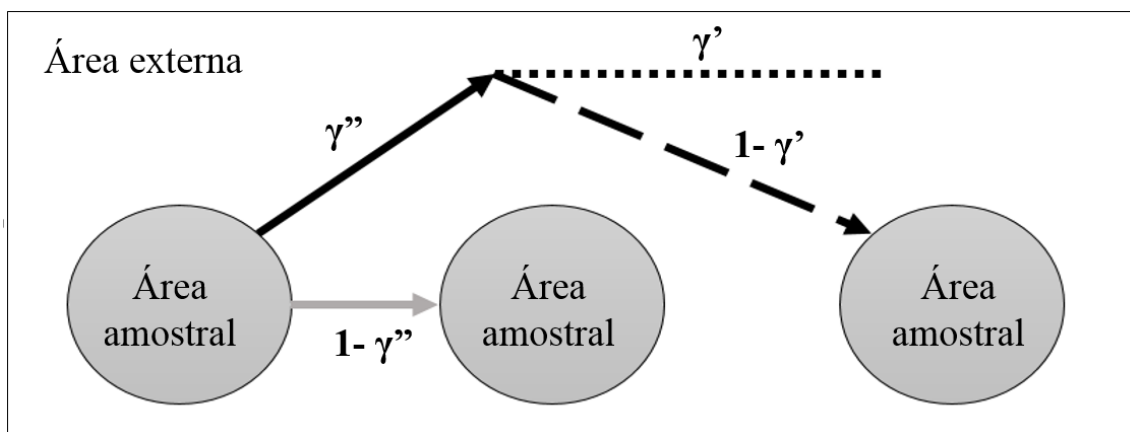
### 2.3. Análise de dados

Utilizamos a formulação de Desenho Robusto no programa MARK 6.2 (COOCH & WHITE 2002) visando caracterizar a dinâmica sazonal da comunidade de aves. Modelos de Desenho Robusto são tipicamente utilizados para avaliar dinâmica populacional, no entanto, a partir das proposições de Johnson e colaboradores (2009) passou a ser utilizado para avaliar parâmetros da dinâmica de comunidade. A formulação de Desenho Robusto para o estudo de comunidades é usada para estimar a persistência das espécies ( $\phi$ ), emigração temporária de espécies ( $\gamma$ ), probabilidades de captura de espécies ( $p$ ), probabilidades de recaptura de espécies ( $c$ ) e *mixture* ( $\pi$ ). Estimativas de riqueza de espécies são oriundas do parâmetro derivado  $N$ , sendo este utilizado para calcular *a posteriori* a taxa de mudança de espécies ( $\lambda$ ). O parâmetro emigração temporária de espécies ( $\gamma$ ) estima a probabilidade de uma espécie presente no tempo  $i$  estar ausente no tempo  $i+1$  ( $\gamma''$  – probabilidade de saída de espécies) e de uma espécie ausente no tempo  $i$  permanecer ausente no tempo  $i+1$  ( $\gamma'$  – probabilidade de retorno de espécies), dessa forma

$1 - \gamma'$  é a probabilidade das espécies que estavam ausentes no tempo  $i-1$  entrarem na área de estudo no tempo  $i$ ; e  $1 - \gamma''$  é a probabilidade das espécies que estavam dentro da área no tempo  $i-1$  permanecer na área de estudo em  $i$  (JOHNSON *et al.*, 2009) (Figura 2). Os parâmetros de movimento ( $\gamma$ ) foram usados para caracterizar mudanças na composição de espécies e representam o deslocamento temporário de espécies para fora e posteriormente para dentro da área amostral. A taxa de mudança na riqueza foi calculada através da seguinte fórmula:

$$\lambda_{ij} = N_j / N_i$$

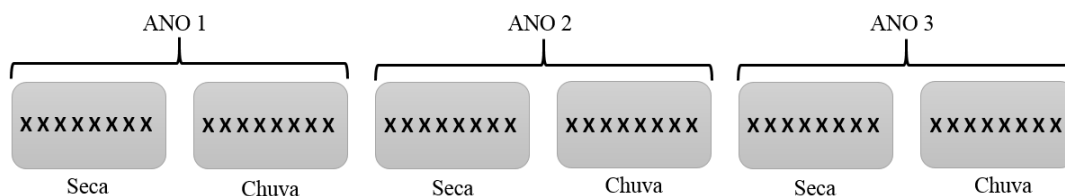
Em que  $N_j$  corresponde a riqueza de espécies na amostragem mais recente e  $N_i$  a riqueza de espécies em uma amostragem anterior a esta.



**Figura 2.** Representação de  $\gamma$ . A área interna aos círculos representam a área amostral, enquanto a área externa represente a área fora da área amostral. A linha contínua preta, representa a probabilidade de uma espécie sair da área de estudo ( $\gamma''$ ); a linha pontilhada representa a probabilidade de uma espécie permanecer fora da área de estudo ( $\gamma'$ ); a linha tracejada representa  $1 - \gamma'$ , a probabilidade das espécies retornarem para a área de estudo; e a linha contínua cinza é a probabilidade das espécies permanecerem na área ( $1 - \gamma''$ ) (JOHNSON *et al.*, 2009).

Este tipo de formulação assume dois níveis de amostragem: nos intervalos entre as amostragens primárias, a comunidade é considerada como aberta a entrada e saída de espécies, e nos intervalos entre as amostragens secundárias, a comunidade é considerada fechada (JOHNSON *et al.*, 2009). No presente estudo, caracterizamos os intervalos entre as estações do ano como abertos (entre ocasiões primárias) e os intervalos dentro de cada estação do ano como fechados (entre ocasiões secundárias) (Figura 3). Ao todo

consideramos seis ocasiões primárias de amostragem, sendo três estações secas e três chuvosas, e 8 ocasiões secundárias dentro de cada ocasião primária.



**Figura 3. Modelo de coleta de dados em blocos ao longo de três anos de estudo. Cada seca ou chuva representa uma amostragem primária e cada “X” representa uma amostragem secundária. Coletas realizadas em uma região de Caatinga ao nordeste da região biogeográfica.**

Para a elaboração dos modelos Desenho Robusto consideramos dois grupos: o ambiente natural e o perturbado, que foram chamados de covariável “ambiente”. Analisamos o efeito desta covariável sobre os parâmetros persistência de espécies, emigração temporária, *mixture* (heterogeneidade nas chances de captura das diferentes espécies) e probabilidades de captura e recaptura. A sazonalidade (seca e chuva) foi utilizada como covariável para os parâmetros emigração temporária e *mixture*. Além do ambiente e sazonalidade, consideramos a covariável no movement e a ausência de covariáveis (modelo constant) como capazes de afetar a variação na emigração temporária. As probabilidades de captura e recaptura também foram modeladas como iguais ou diferentes entre si, para avaliar potenciais mudanças nas chances de registro das espécies a medida que os indivíduos foram sendo capturados (resposta comportamental dos indivíduos afetando as chances de captura-recaptura da espécies).

Na elaboração do modelo global consideramos o efeito do ambiente na persistência local de espécies ( $\phi$ ), a existência de deslocamentos sazonais (variação entre estações do ano) e o efeito do ambiente para caracterizar a emigração temporária ( $\gamma$ ), os efeitos do ambiente e da estação do ano sobre o parâmetro *mixture* ( $\pi$ ) e as covariáveis ambiente, tempo-específica, heterogeneidade na chance de captura e resposta comportamental à captura para caracterizar as probabilidades de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ). Resultando no seguinte modelo:  $\phi_{(amb)} \gamma_{(amb+saz + \gamma \neq \gamma')} \pi_{(amb+saz)} p \neq c_{(amb+het+t)}$ . A partir deste modelo derivamos modelos mais simples. A persistência local ( $\phi$ ) foi sempre modelada em função do ambiente e para a probabilidade de captura ( $p$ ) e recaptura ( $c$ ) parte das

covariáveis também foram mantidas em todos os modelos (heterogeneidade, ambiente e tempo). A riqueza de espécies ( $N$ ), obtida na forma de parâmetro derivado, não pode ser modelada e seus resultados são, portanto, dependentes das covariáveis presentes no modelo em questão. Para se admitir a ausência de movimento entre área amostral e não-amostral o parâmetro dispersão temporária foi fixado como zero ( $\gamma'=1$ ;  $\gamma''=0$ ) e considerado como modelo nulo (KENDALL *et al.*, 1997). Avaliamos o suporte relativo dos modelos candidatos com base no Akaike Information Criteria ajustado para amostras pequenas ( $AIC_c$ ) (BURNHAM & ANDERSON 2003).

Implementamos uma análise baseada em modelos de CJS no programa MARK 6.2 (COOCH & WHITE 2002), visando determinar as taxas de entrada e saída permanente de espécies na área de estudo. Para isto, elaboramos o histórico dos indivíduos considerando apenas as amostras primárias. Estas foram elaboradas comprimindo-se os dados dentro de cada estação para representarem uma única ocasião estacional de captura e considerando cada uma das seis estações de amostragem como uma ocasião distinta. Este histórico foi usado para estimar a persistência de espécies ( $\phi_{ij}$ ) e a probabilidade de captura ( $p$ ). Em seguida, geramos um histórico invertido, no qual as ocasiões foram organizadas em ordem inversa, da última para a primeira, visando estimar o parâmetro *oldness* ( $\phi_{ji}$ ). Utilizamos as estimativas de  $\phi$  para calcular os parâmetros derivados da saída permanente de espécies ( $(1-\phi_{ij})N_i$ ) e entrada permanente de espécies ( $(1-\phi_{ji})N_j$ ). Estes parâmetros foram usados como medidas de variação “definitiva” na composição de espécies.

Para o parâmetro  $\phi$  utilizamos como covariáveis os fatores ambientais “ambiente” e “sazonalidade”, uma covariável tempo-específica e o modelo constante. Visamos com isto, avaliar o efeito destas sobre a entrada e saída permanente de espécies da área de estudo. Na elaboração do modelo global consideramos a influência do ambiente e do tempo para caracterizar a persistência de espécies ( $\phi$ ) e os efeitos do tempo sobre a probabilidade de captura ( $p$ ) resultando no seguinte modelo:  $\phi^{(amb+t)} p^{(t)}$ . A partir deste modelo derivamos modelos mais simples. A probabilidade de captura ( $p$ ) não foi modelada em função de outras covariáveis. Avaliamos o suporte relativo dos modelos candidatos com base no  $AIC_c$  (BURNHAM & ANDERSON 2003).

### 3. RESULTADOS

Registramos 71 espécies de Aves ao longo de três anos de estudo. O número médio de espécies da estação chuvosa ( $53,2 \pm 1,5$ ) foi 59% maior do que na estação seca ( $33,4 \pm 2,3$ ). Durante a estação seca, o número de espécies na área perturbada ( $34,5 \pm 1,3$ ) foi 6% maior do que na área natural ( $32,4 \pm 2,9$ ). Na estação chuvosa a diferença entre áreas foi menor (1%), com  $53,7 \pm 1,9$  espécies na área perturbada e  $52,8 \pm 1,3$  na natural.

A análise de modelos candidatos a explicar a variação nos parâmetros da dinâmica da comunidade avaliada, mostrou que 13 dentre os modelos apresentaram suporte substancial para explicar a variação nos dados ( $\Delta AIC_c \leq 2,00$ ) (Tabela 1). Em todos estes modelos a “sazonalidade” foi incluída como covariável importante para explicar a variação na probabilidade de dispersão temporária de espécies ( $\gamma$ ). Cerca de 54% destes modelos incluíram a covariável “ambiente” e outros 54% consideraram haver diferença entre a probabilidade das espécies saírem e probabilidade de permanecerem fora da área amostral ( $\gamma \neq \gamma'$ ). A “heterogeneidade na probabilidade de captura”, mostrou ser afetada pelo “ambiente”, estando esta covariável presente em todos os modelos com  $\Delta AIC_c \leq 2,00$ , e em parte pela sazonalidade (presente em 38,4% dos modelos bem ajustados). O modelo global foi capaz de estimar todos os parâmetros e esteve entre os melhores modelos ( $\Delta AIC_c = 1,48$ ).

As estimativas de saída temporária de espécies ( $\gamma''$ ) foram baixas nos períodos de transição seca-chuva, sendo os valores da área natural ainda menores do que da perturbada (Tabela 2). Aproximadamente uma espécie em cada ambiente (perturbada e natural) saíram temporariamente da área amostral na transição seca-chuva. Estes resultados indicaram que não houve saídas de espécies durante esta transição ou que a probabilidade de uma espécie sair foi baixa. Ao contrário disto, as estimativas de saída temporária ( $\gamma''$ ) nas transições chuva-seca foram altas, sendo mais elevadas na área perturbada (18 espécies) do que na natural (14) (Tabela 2).

Assim como encontrado para o parâmetro ( $\gamma''$ ), as estimativas do parâmetro ( $\gamma'$ ) também foram maiores nos períodos de transição chuva-seca (Tabela 2), isto significa que as espécies que saíram ( $\gamma''$ ) na transição seca-chuva tem alta probabilidade de permanecerem fora da área de estudo ( $\gamma'$ ) na transição chuva-seca. Por outro lado, as espécies que saíram da área ( $\gamma''$ ) na transição chuva-seca apresentam baixa probabilidade de permanecer fora da área de estudo ( $\gamma'$ ) na transição seca-chuva. Dentre as espécies que

saíram ( $\gamma''$ ) entre a chuva-seca na área perturbada ( $\sim 18$ ) e natural ( $\sim 14$ ), em média 3,0 e 1,7, respectivamente, permaneceram fora na transição seca-chuva.

**Tabela 1. Modelos de Desenho Robusto, usados para avaliar o efeito de covariáveis extrínsecas temporais sobre os parâmetros persistência local ( $\phi$ ), probabilidade de emigração ( $\gamma$ ), *misture* ( $\pi$ ), probabilidade de captura ( $p$ ) e probabilidade de recaptura ( $c$ ) para a comunidade de Aves estudada em dois ambientes adjacentes de Caatinga ao nordeste da região biogeográfica. Análise baseada no Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$ ).**

Model	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	$w-AIC_c$	Deviance
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4380,76	0,00	0,10	5425,70
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4380,78	0,01	0,10	5427,77
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4380,92	0,16	0,09	5427,92
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,01	0,25	0,09	5421,81
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,06	0,30	0,08	5423,93
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,26	0,50	0,08	5426,20
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,61	0,85	0,06	5426,55
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,82	1,06	0,06	5426,75
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4381,99	1,23	0,05	5424,86
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4382,13	1,37	0,05	5429,13
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4382,24	1,48	0,05	5425,11
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4382,32	1,55	0,04	5431,37
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4382,72	1,96	0,04	5425,59
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' \neq \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4382,82	2,06	0,03	5427,75
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+constant)} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4383,34	2,58	0,03	5428,27
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4384,10	3,34	0,02	5429,04
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(saz + \gamma'' = \gamma')} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4384,23	3,47	0,02	5431,23
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+constant)} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4385,01	4,25	0,01	5427,88
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(no\ mov)} \pi^{(amb)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4386,67	5,91	0,01	5435,72
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(no\ mov)} \pi^{(amb+saz)} p \neq c^{(amb+het+t)}\}$	4388,38	7,62	0,00	5435,38
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+constant')} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4388,67	7,91	0,00	5435,67
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(amb+constant)} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4390,51	9,75	0,00	5435,44
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(no\ mov)} \pi^{(amb)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4397,94	17,18	0,00	5449,04
$\{\phi^{(amb)} \gamma^{(no\ mov)} \pi^{(amb+saz)} p=c^{(amb+het+t)}\}$	4399,97	19,21	0,00	5449,02

$w-AIC_c$ , força relativa para um modelo dentro do conjunto de modelos calculados;  $\phi$ , probabilidade de persistência das espécies;  $\gamma$ , probabilidade de emigração temporária;  $\pi$ , proporção de espécies em grupos de maior ou menor ( $1 - \pi$ ) probabilidade de captura e recaptura;  $p$ , probabilidade de captura;  $c$ , probabilidade de recaptura;  $p = c$ , igual probabilidade de captura e recaptura;  $p \neq c$ , diferença entre a probabilidade de captura e recaptura; *amb*, efeito da covariável ambiente (natural versus perturbado); *saz*, efeito da covariável sazonalidade (seca versus chuva); *constant*, movimento constante de entrada e saída de espécies ao longo do ano; *no mov*, ausência de entradas e saídas de espécies da área amostral;  $\gamma'' = \gamma'$ , igual probabilidade das espécies saírem e permanecerem fora da área amostral;  $\gamma'' \neq \gamma'$ , diferença entre a probabilidade das espécies saírem e permanecerem fora da área amostral; *het*, efeito da variável heterogeneidade na probabilidade de captura; *t*, efeito da covariável tempo.

As estimativas de retorno das espécies que emigraram temporariamente ( $1-\gamma'$ ) foram maiores para a transição seca-chuva do que para a transição chuva-seca (Tabela 2). Ou seja, para as espécies que emigraram temporalmente, há uma maior chance de retorno durante a transição seca-chuva. Considerando as estimativas em número de espécies, cerca de uma destas saiu ( $\gamma''$ ) na transição seca-chuva e 0,64 retornou ( $1-\gamma'$ ) para a área perturbada na estação seca seguinte, enquanto isto, apenas 0,21 retornou para a área natural. O número de retornos na transição seca-chuva foi consideravelmente maior, 14 das 18 espécies que haviam saído na transição chuva-seca retornaram para a área perturbada com a chegada das chuvas, enquanto que 12 de 14 retornaram para a área natural.

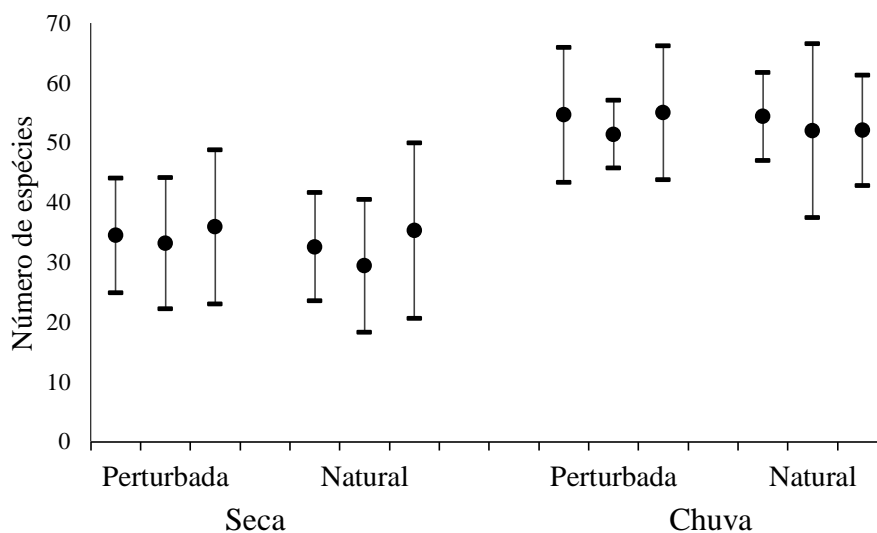
**Tabela 2. Estimativas de proporção (e número) de espécies que saíram temporariamente da área de estudo ( $\gamma''$ ) a cada transição de estações, assim como, de espécies que após sair permaneceram fora ( $\gamma'$ ) ou retornaram ( $1-\gamma'$ ) na amostragem seguinte. Estimativas obtidas a partir de modelos de Design Robust, para a comunidade de Aves capturadas em dois ambientes adjacentes de Caatinga, ao longo de três anos de estudo.**

Parâmetro	Ambiente	Intervalos entre amostragens primárias / Época do ano				
		1-2	2-3	3-4	4-5	5-6
		Seca → Chuva	Chuva → Seca	Seca → Chuva	Chuva → Seca	Seca → Chuva
$\gamma''$	Perturbada	0,04 (1,37)	0,35 (18,57)	0,04 (1,32)	0,353 (17,47)	0,04 (1,4)
	Natural	0,03 (0,97)	0,26 (14,13)	0,03 (0,88)	0,26 (13,51)	0,03 (1,05)
$\gamma'$	Perturbada	–	0,52 (0,69)	0,15 (2,59)	0,52 (0,67)	0,20 (3,49)
	Natural	–	0,41 (0,39)	0,13 (1,83)	0,41 (0,36)	0,13 (1,75)
$1-\gamma'$	Perturbada	–	0,48 (0,65)	0,85 (15,78)	0,48 (0,63)	0,79 (13,80)
	Natural	–	0,59 (0,22)	0,87 (12,15)	0,59 (0,20)	0,87 (11,61)

Os valores médios de  $\pi$  foram de aproximadamente 80% para os dois ambientes, no entanto, os valores da área perturbada (82%) foram superiores aos da área natural (78%). Ou seja, 82% das espécies na área perturbada e 78% na natural foram consideradas como de baixa capturabilidade (pa e ca) e as outras 18% e 22%, respectivamente, foram relacionadas ao grupo de alta capturabilidade (pb e cb). Na área perturbada, as estimativas para o grupo de baixa capturabilidade (a) foram maiores que 0,11 para captura e maiores que 0,13 para recaptura, chegando a valores de 0,24 para capturas e 0,28 para recapturas. Na área natural, esses valores foram maiores que 0,07 para captura e 0,08 para recaptura,

chegando a valores de 0,16 e 0,18, respectivamente. As estimativas para o grupo de alta capturabilidade ( $b$ ) na área perturbada foram maiores que 0,56 (chegando a 0,76) para captura e 0,61 (0,79) para recaptura. Na área natural, as estimativas foram maiores que 0,43 (0,79) e 0,47 (0,69), respectivamente.

A riqueza de espécies ( $N$ ) estimada pelo modelo médio variou de 29 a 55 espécies, sendo que os maiores valores foram obtidos nas estações chuvosas (Figura 4). A diferença entre ambientes foi de aproximadamente três espécies na estação chuvosa e quatro na seca, enquanto a diferença entre estações foi de 20 espécies na área natural e 19 na perturbada. A taxa média de mudança na riqueza de espécies ( $\lambda$ ) entre estações do ano foi  $\sim 1,5$  da estação seca para a chuvosa e de 0,6 da estação chuvosa para a seca, mostrando que houve um aumento de cerca de 50% ( $N \sim 17$  espécies) no número de espécies durante as transições seca-chuva e uma diminuição de 40% ( $\sim 21$ ) nas transições chuva-seca. As taxas de mudança foram semelhantes entre ambientes.



**Figura 4. Estimativa e erro padrão de riqueza de espécies para cada uma das seis amostragens primárias tomadas nos períodos secos e chuvosos e em dois ambientes adjacentes, ao longo de três anos de estudo. Coletas realizadas em uma região de Caatinga ao nordeste da região biogeográfica.**

A análise de modelos do tipo CJS, usada para estimar a saída  $((1 - \varphi_{ij})N_i)$  e entrada  $((1 - \varphi_{ji})N_j)$  permanente de novas espécies mostrou que para o parâmetro “saída



permanente”, três dentre os modelos candidatos apresentaram suporte substancial para explicar a variação nos dados. Dentre eles, o melhor modelo foi o que considerou  $\varphi_{ij}$  constante, no entanto, os outros dois modelos incluíram cada um o ambiente ou a estação do ano como covariável importante para determinar a saída permanente de espécies (Tabela 3). Para a análise com históricos invertidos, cujos valores de  $\varphi_{ji}$  são usados para o cálculo de entrada permanente de espécies, outros três modelos tiveram suporte substancial para explicar a variação dos dados. No melhor modelo,  $\varphi_{ji}$  variou em função da covariável “sazonalidade”. Os outros dois modelos incluíram a covariável “tempo”, sendo o “ambiente” uma covariável adicional em um deles (Tabela 3).

**Tabela 3. Modelos CJS, usados para avaliar o efeito de covariáveis extrínsecas temporais sobre os parâmetros persistência de espécies ( $\varphi$ ) e probabilidade de captura ( $p$ ), utilizando o histórico normal e invertido para a comunidade de Aves capturadas em dois ambientes adjacentes de Caatinga, ao longo de três anos de estudo. Ordenação de modelos baseada no Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$ ).**

Model	$AIC_c$	$\Delta AIC_c$	w- $AIC_c$	Deviance
<b>Histórico convencional</b>				
$\{\varphi^{(.)} p^{(t)}\}$	607,45	0,00	0,48	212,60
$\{\varphi^{(amb)} p^{(t)}\}$	608,85	1,40	0,24	211,91
$\{\varphi^{(saz)} p^{(t)}\}$	609,34	1,89	0,19	212,40
$\{\varphi^{(amb+saz)} p^{(t)}\}$	610,76	3,31	0,09	211,71
$\{\varphi^{(t)} p^{(t)}\}$	640,82	33,37	0,00	241,77
$\{\varphi^{(amb+t)} p^{(t)}\}$	642,55	35,10	0,00	241,39
<b>Histórico invertido</b>				
$\{\varphi^{(saz)} p^{(t)}\}$	682,26	0,00	0,42	218,92
$\{\varphi^{(amb+t)} p^{(t)}\}$	682,79	0,53	0,32	215,28
$\{\varphi^{(t)} p^{(t)}\}$	684,17	1,91	0,16	218,75
$\{\varphi^{(amb)} p^{(t)}\}$	686,62	4,36	0,05	221,20
$\{\varphi^{(amb+saz)} p^{(t)}\}$	687,42	5,16	0,03	222,00
$\{\varphi^{(.)} p^{(t)}\}$	689,30	7,03	0,01	225,96

(.), persistência de espécies constante ao longo do tempo; para descrição das demais covariáveis, ver tabela 1.

As estimativas de saída permanente de espécies na transição chuva-seca (cerca de três espécies por transição) foram maiores do que na transição seca-chuva (uma a duas espécies) (Tabela 4). O inverso ocorreu com as estimativas de entrada de novas espécies na amostragem, que foi maior na transição seca-chuva, com entradas de aproximadamente quatro a seis espécies novas por período, enquanto na transição chuva-seca esse valor não atingiu uma espécie (Tabela 4). Os altos valores de entrada na primeira transição seca-chuva refletem em grande parte o primeiro registro do estudo de chegada de espécies não

residentes (migrantes e nômades), portanto, não representam o total de entradas permanentes de novas espécies na área amostral. Uma comparação entre ambientes mostra que a saída permanente de espécies (transição seca-chuva com média de 1,7; e chuva-seca com 3,1 espécies) e a entrada de novas espécies (seca-chuva 5,0, chuva-seca 0,1) foram sempre maiores na área natural do que na perturbada. Ao final do período de estudo a diferença entre o conjunto de entradas e saídas permanentes de espécies resultou em redução de aproximadamente duas espécies no conjunto total de espécies que compôs a área perturbada (3% do total de espécies registradas ao longo do estudo) e não houve acréscimo de espécies (0,61 espécie) no conjunto que compôs a área natural (0,9% do total).

**Tabela 4. Número de espécies que saíram permanentemente e que entraram na comunidade de Aves dois ambientes adjacentes de Caatinga e nas transições entre estações do ano, no Rio Grande do Norte, a partir da utilização de modelos CJS.**

Parâmetro	Ambiente	Intervalo entre as amostragens primárias/Época do ano				
		1-2 S→C	2-3 C→S	3-4 S→C	4-5 C→S	5-6 S→C
Saída permanente	Perturbada	1,689	3,004	1,624	2,827	1,759
	Natural	1,825	3,425	1,645	3,275	1,976
Entrada permanente	Perturbada	11,745	0,066	4,523	0,071	4,29
	Natural	14,954	0,146	6,03	0,176	5,256

S→C, representa a transição da estação seca para a chuvosa e C→S a transição da estação chuvosa para a seca.

#### 4. DISCUSSÃO

A variação sazonal na riqueza de espécies de aves, assim como o encontrado no presente estudo, parece ser comum em ambientes semiáridos (*e.g.* HEEZIK & SEDDON 1999, BLENDINGER 2005, FLESCHE *et al.*, 2015). A utilização de métodos de amostragens distintos entre estudos e a classificação das espécies em grupos (*e.g.* guildas, Famílias), dificulta as comparações absolutas de variação na riqueza de espécies entre diferentes estudos, no entanto, relativizar a amplitude de mudança sazonal na riqueza de espécies convertendo-se a riqueza bruta em valores de taxa de mudança pode ajudar a viabilizar as comparações. Dentre os estudos que avaliaram variação sazonal na riqueza de espécies de Aves em áreas semiáridas, a taxa de mudança aqui apresentada foi

semelhante à observada em Sonora, no México, que apresentou taxa de mudança de 1,49 da seca para chuva (FLESCH *et al.*, 2015) e na Argentina, onde a taxa de mudança foi .0,76 da chuva para seca (BLENDINGER & ALVAREZ 2002). Portanto, este estudo na Caatinga, somado as outras poucas avaliações sobre sazonalidade na dinâmica de comunidades de Aves nos semiáridos, dá suporte a hipótese de alta taxa de mudança entre as estações. Estas questões de oscilação na dinâmica de comunidades são frequentemente tratadas nas revisões de forma qualitativa, sem mensurações claras do tamanho das diferenças entre estações (HEEZIK & SEDDON 1999, BLENDINGER 2005). Nossos resultados mostram que estas variações podem fazer com que a comunidade aumente em até 50% a riqueza de espécies durante as chuvas e caia pela metade na seca. Ao mesmo tempo o presente estudo contempla, através dos valores de  $\gamma$ , informações acerca de alterações na composição absoluta, resultados inovadores derivados das análises com dados de captura-recaptura.

Na área de Caatinga estudada a sazonalidade climática mostrou ter um forte papel sobre a dinâmica da comunidade, gerando mudanças de composição e estrutura que certamente exercem grande impacto na forma como as espécies interagem entre si e com seus recursos. No período seco a redução no número de aves, e provavelmente na oferta de alimento possivelmente tornou a rede de interações alimentares menos complexa. Enquanto isto, durante o período chuvoso o aumento na riqueza de aves associado à maior variedade e abundância de alimento (principalmente insetos) deve gerar efeito contrário, tornando as redes de interações mais complexas. A ocorrência de chuvas nos ambientes semiáridos tende a desencadear mudanças no ambiente que, direta ou indiretamente, aumenta a disponibilidade de recursos disponíveis para as aves (BLENDINGER 2005, ILLERA & DÍAZ 2006; SALGADO-ORTIZ *et al.*, 2009). Por outro lado, nos períodos de seca e altas temperaturas, a escassez de alimento e água tornam o ambiente hostil, de tal modo que a sobrevivência, reprodução e crescimento se tornam difíceis e/ou inviáveis (DEAN 1997, BLENDINGER 2005). Nestes casos, o deslocamento para ambientes mais propícios ao desenvolvimento e crescimento, visando fugir das condições adversas provenientes da estação seca (DEAN 1997), parece ser uma estratégia evolutiva comum para espécies de Aves em regiões áridas e semiáridas. Sendo, portanto o regime climático determinante para a evolução (tipo de estratégias de ocorrência espacial) e ecologia (dinâmica) das comunidades de aves destes ambientes.

De acordo com o esperado, a variação sazonal na riqueza de espécies de aves resultou principalmente da saída temporária e retorno de espécies à área de estudo ( $1-\gamma'$  e  $\gamma''$ ), e não de saídas ( $(1 - \varphi_{ij})N_i$ ) e entradas permanentes ( $(1 - \varphi_{ji})N_j$ ). Além disto, a ausência de variação anual no parâmetro *gamma* mostra que os deslocamentos ocorreram de forma cíclica e constante ao longo dos anos. Esta dinâmica indica a presença de um grande número de espécies migratórias na comunidade, sendo estas as principais mediadoras do aumento da riqueza de espécies durante a estação chuvosa. De fato, espécies listadas na literatura como migratórias foram as mais comuns dentre as que estiveram ausentes na estação chuvosa (e.g. *Casiornis fuscus*, *Cnemotriccus fuscatus*, *Coccyzus melacoryphus*, *Elaenia flavogaster*, *Euscarthmus meloryphus*, *Pachiramphus polychopterus*, *Vireo Olivaceus*). No entanto, a presença de algumas poucas espécies que permaneceram fora da área de estudo mesmo com a chegada da chuva e espécies que entraram na área de estudo na época seca, indica a ocorrência de aves com comportamentos nômades (e.g. *Columbina passerina*, *Columbina picui*, *Columbina talpacoti*). As quais apesar de estarem presentes em menor número, também exerceram efeito sobre a variação sazonal de riqueza de espécies das áreas estudadas.

Em geral, nos ambientes semiáridos com chuvas previsíveis há um maior número de espécies migratórias do que nômades (BLENDINGER 2005). Em Sonora 49% das espécies foram descritas como migratórias e 3% nômades (FLESCH *et al.*, 2015), no Chile, 51% das espécies encontradas foram consideradas migratórias (JAKSIC & LAZO 1999), em Monte Desert, na Argentina, o autor afirmou que a maior parte das espécies que realizam deslocamentos na área são migratórias e praticamente não se encontram espécies nômades (BLENDINGER 2005). Isso contrasta com ambientes áridos e semiáridos de maior imprevisibilidade nas chuvas, em que a maior parte das espécies que realizam deslocamentos são nômades (DEAN 1997). Na Austrália, 35% das espécies encontradas por Smith (2015) eram nômades, enquanto Keast (1959) descreveu 26% das espécies como nômades e Dean (2004) encontrou 45,6% de nômades. A sazonalidade na Caatinga é bem marcada, com períodos delimitados de ocorrência de chuvas (VELLOSO *et al.*, 2002). Apesar disto, há uma alta imprevisibilidade no volume e distribuição das chuvas (VELLOSO *et al.*, 2002) o que em parte ocorreu na área aqui estudada (Figura 1). Este tipo de regime hídrico geralmente acarreta aumento drástico na produtividade primária (LIMA & RODAL 2010) e abundância de artrópodes (MEDEIROS *et al.*, 2012), favorecendo com que a ocorrência de espécies migratórias na Caatinga seja mais comum

do que a de nômades. Com os deslocamentos das espécies migratórias anualmente cíclicos, independentemente do volume das chuvas, o período de chegada destas espécies deve sempre coincidir com a maior disponibilidade de recursos (BLENDIGER 2005). Sendo o ambiente semiárido e não árido, a chegada das chuvas anuais, mesmo quando menos abundantes, resultaram em aumento perceptível na produtividade primária e na abundância de insetos.

Apesar da alta variação sazonal, registramos baixa variação anual na riqueza e composição de espécies, inclusive entre o ano de seca severa e os anos subsequentes. No período de estudo, a riqueza foi semelhante entre as estações secas e o mesmo ocorreu entre das chuvosas. Um padrão parecido ocorreu com os parâmetros que descrevem a variação na composição de espécies ( $\gamma$  = entrada e saída temporária;  $\phi$  = entrada e saída permanente). Estiagens severas em regiões áridas são capazes de gerar efeitos deletérios nas comunidades, muitas vezes forçando espécies a saírem dessas áreas para outras com condições ambientais mais favoráveis à sobrevivência (DEAN 1997, SMITH 2015). Em alguns casos a extinção, ao invés da emigração local, pode excluir espécies residentes durante períodos de estiagem (SMITH 2015). Nestes casos, a recolonização deve ser mais lenta e depender de deslocamentos provenientes de populações vizinhas. Apesar do episódio de seca severa na área de estudo, provavelmente a seca mais intensa dos últimos 30 anos (INMET), nossos resultados indicaram não ter havido variação anual na riqueza e composição da assembleia avaliada, resultado contrário ao descrito para outros ambientes semiáridos com regime hídrico imprevisível (DEAN 1997; SMITH 2015). Nesta área de Caatinga, a resistência da comunidade à estiagem (seca severa) foi maior que a dos outros estudos que trabalharam em ambientes semelhantes usados para comparação. Possivelmente, uma consequência da menor aridez (semiárido) desta área em relação às outras áreas consideradas (áridas). Outra explicação possível seria que o processo de recolonização após a estiagem não tenha se iniciado ou ainda esteja em estado inicial e imperceptível para a metodologia de coleta de dados utilizada.

Os nossos resultados de saída permanente de espécies dos ambientes natural (entre 1,64 e 3,42) e perturbado (entre 1,62 e 3,0) obtidas para intervalos de três meses, foram altas se comparadas às relatadas para áreas de pastagem (entre 0,07 e 0,14) e em regeneração natural após exclusão do gado (entre 0,06-0,09) com intervalo de dez anos entre amostragens (JHONSON *et al.*, 2009). Entretanto, a entrada permanente de espécies na nossa área de estudo na área natural (entre 0,14 e 6,03 espécies) e especialmente na

perturbada (entre 0,06 e 4,52) para intervalos de três meses, foram baixas, quando comparadas com o encontrado por Jhonson e colaboradores (2009) nas duas áreas de amostragem (entre 5 e 12 espécies) com intervalo de dez anos entre as amostragens. De fato, é esperado que as taxas de entrada e saída de espécies em um intervalo de dez anos sejam superiores as que ocorrem em intervalos de seis meses, no entanto, se convertermos os resultados dos dois estudos para a mesma escala de tempo, veremos que tanto a saída quanto a entrada permanente de espécies foram superiores no nosso estudo. Neste estudo apresentamos o que pode ser o primeiro relato de taxa de deslocamentos permanentes de espécies de aves para uma área semiárida, principalmente quando levado em consideração a escala temporal utilizada. Estes resultados sugerem altas taxas de variação em intervalos curtos para a área de estudo e servem para destacar esta como uma hipótese a ser averiguada na Caatinga e outros semiáridos neotropicais. Por outro lado, estes resultados podem na verdade retratar questões metodológicas ligadas à forma de amostragem. As redes de neblina não são capazes de capturar toda a assembleia de aves exposta ao esforço de captura. Nos períodos secos o número de capturas foi cerca de três vezes menor do que nos chuvosos (dados não publicados) e a captura de algumas espécies raras pode ter sido negligenciada, mesmo estas estando presentes na área e mesmo o método de análise sendo capaz de corrigir erros de detectabilidade.

Os dois ambientes avaliados foram similares quanto à riqueza total de espécies e taxas de mudança sazonal na riqueza. Por outro lado, a mudança sazonal na composição de espécies ( $1 - \gamma'$ ;  $\gamma''$ ) foi maior na área perturbada, enquanto as taxas de entrada e saída permanente de espécies foram maiores na área natural. Portanto, a variação temporal na estrutura da comunidade de aves foi pouco dependente das diferenças em estrutura e composição florística das áreas (perturbada e natural). No entanto, as mudanças temporais na composição foram dependentes dos ambientes, com maior oscilação sazonal no ambiente perturbado e maior mudança na composição ocorrendo no ambiente natural. Em adição às comparações entre ambientes, a saída temporária de uma maior proporção de espécies no ambiente perturbado, indica uma menor proporção de espécies residentes no local, assim como uma maior proporção de espécies que permanecem fora dessa área ( $\gamma'$ ), inclusive nos períodos de chuva, indica uma maior proporção de espécies nômades. A menor proporção de espécies residentes na área perturbada deve ser consequência da produtividade e estrutura da vegetação. Tendo em vista que a área natural é uma composição mais antiga, com presença de vegetação arbórea e maior diversidade de

espécies vegetais, os ambientes locais devem ser mais complexo, capaz de oferecer uma maior variedade e disponibilidade de recursos alimentares, mais locais para nidificação e uma maior gama de nichos disponíveis (TEWS *et al.*, 2004). Estes são subsídios essenciais para a sobrevivência de indivíduos e manutenção de espécies no local. Possivelmente na área natural há uma maior diversidade de possibilidades de forrageamento, decorrente da estrutura do ambiente tal como presença e serapilheira e maior densidade de vegetação arbórea, abrigando uma maior variedade de nichos e ambientes que se mantém relativamente mais constante ao longo do do que na área perturbada. Este tipo de ambiente possibilita a ocorrência de aves com hábitos alimentares mais especializados (*e.g.* forrageadores de folhagem, de galhos e meristemas, tiranídeos) e conseqüentemente, suporta mais espécies residentes (PAVEY & NANO 2009). Não obstante, a área perturbada tem um pulso de aumento na variedade de recursos durante a estação chuvosa, mas também mantém esta associada a maior disponibilidade de grãos no período posterior às chuvas, possibilitando a ocorrência de maior quantidade de espécies nômades (geralmente espécies granívoras como *Columbina talpacoti*, *Columbina minuta*, *Comlumbina passerina*).

Uma hipótese frequentemente discutida sobre as diferenças espaciais na dinâmica das comunidades de aves dentro de uma região, afirma que quanto maior a complexidade (heterogeneidade horizontal e vertical) da comunidade vegetal, maior a variedade de oportunidade de forrageamento (DING *et al.*, 2008) e, conseqüentemente, maior a riqueza de espécies (PAVEY & NANO 2009, ISOTTI *et al.*, 2015, PASTUR *et al.*, 2015). Associado a isto, a presença de distúrbios ambientais, os quais empobrecem e simplificam os ambientes, acarretam em comunidades de aves dominadas por poucas espécies (FATTORINI 2005; KABOLI *et al.*, 2006). Na área aqui estudada, apesar da diferença estrutural do ambiente, encontramos uma riqueza semelhante entre as duas áreas estudadas, no entanto houve uma maior variação na composição de espécies no ambiente mais perturbado. É comum que em ambientes perturbados ocorra maior amplitude de variação sazonal na riqueza de espécies, como visto em Middle Rio Grande Valley of New México, localizado nos Estados Unidos (ELLIS 1995) e San Luis, Argentina (ISACCH *et al.*, 2005). Esta variação na riqueza de espécies em ambientes alterados geralmente está relacionada com a mudança na composição da vegetação dessas áreas ao longo do tempo, sendo sazonalmente muito mais variáveis do que ambientes naturais (MAY 1982, WIENS 1977). A estrutura espacial da Caatinga é comumente variável,

possuindo manchas com predominância de vegetação arbustiva, arbórea, perturbada ou outras formações vegetais (SAMPAIO 1995, PRADO 2003). Esta variação espacial na estrutura da vegetação pode explicar, pelo menos em parte, a semelhança na estrutura da comunidade de aves das duas áreas, já que as espécies nômades podem se deslocar entre áreas adjacentes em busca de recursos (DEAN 1997). No nosso estudo, a presença de uma maior proporção de nômades, especialmente granívoros, na área perturbada, atuou aumentando a riqueza desta área durante a seca, atenuando a diferença na riqueza entre os dois ambientes mesmo após a partida dos migrantes.

## REFERÊNCIAS

- ADLER, P. B.; LAUENROTH, W. K. The power of time: Spatiotemporal scaling of species diversity. **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 749–756, 2003.
- ARAÚJO, E. L. et al. Dynamics of Brazilian Caatinga – A Review Concerning the Plants, Environment and People. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n.1 p. 15–28, April 2007.
- BLENDINGER, P. G. Abundance and diversity of small-bird assemblages in the Monte desert, Argentina. **Journal of Arid Environments**, v. 61, n. 4, p. 567–587, 2005.
- BLENDINGER; P. G.; ALVAREZ, M. E. Ensamblés de aves de los bañados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): consideraciones para su conservación. **Hornero**, v. 17, n. 2, p. 71–83, 2002.
- BOULINIER, T. et al. Higher temporal variability of forest breeding bird communities in fragmented landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 95, n. 13, p. 7497–7501, 1998.
- BROOKER, M. et al. Foraging ecology of some insectivorous and nectarivorous species of birds in forests and woodlands of the wet-dry tropics of Australia. **Emu**, v. 90, n. 4, p. 215–230, 1990.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. Academic One File, 2003. 778 p.
- CARMO FILHO, F. do; OLIVEIRA, O. F. de. **Mossoró: Um município do semi-árido nordestino**. Mossoró: Fundação Guimarães Duque/ESAM, 1989. 62p.
- CARMO FILHO, F.; et al. **Dados climatológicos de Mossoró**. Mossoró: Coleção mossoroense, 1991. 121p.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS - CBRO. Listas das aves do Brasil. 11ª ed. 2014. 41 p. Disponível em: < <http://www.cbro.org.br> >. Acesso em: 15 jan. 2016.



- COOCH, E.; WHITE, G. **Program MARK “ A Gentle Introduction ”**. 2002. 310 p.
- CUETO, V. R.; DE CASENAVE, J. L. Determinants of bird species richness: Role of climate and vegetation structure at a regional scale. **Journal of Biogeography**, v. 26, n. 3, p. 487–492, 1999.
- DEAN, W. R. J. Ant-eating Chat. In: HOCKEY P. A. R.; DEAN, W. R. J.; RYAN P. G. (Eds). **Roberts Birds of Southern Africa**. Cape Town: Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund. 2005. p. 956-957.
- DEAN, W. R. J. The distribution and biology of nomadic birds in the Karoo, South Africa. **Journal of Biogeography**, v. 24, n. 6, p. 769–779, 1997.
- DEAN, W. R. J. **Nomadic Desert Birds**. Berlin: Springer-Verlag, 2004. 159 p.
- DING, T. S.; et al. Breeding bird community composition in different successional vegetation in the montane coniferous forests zone of Taiwan. **Forest Ecology and Management**, v. 255, n. 7, p. 2038–2048, 2008.
- ELLIS, L. M. Bird use of saltcedar and cottonwood vegetation in the Middle Rio Grande Valley of New Mexico, U.S.A. **Journal of Arid Environments**, v. 30, n. 3, p. 339–349, 1995.
- FATTORINI, S. A simple method to fit geometric series and broken stick models in community ecology and island biogeography. **Acta Oecologica**, v. 28, n. 3, p. 199–205, 2005.
- FERGER, S. W. et al. Food resources and vegetation structure mediate climatic effects on species richness of birds. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 5, p. 541–549, 2014.
- FLESCHE, A. D.; et al. Avian Richness, Status, and Conservation in the Northwestern Neotropics in Sonora, Mexico. **Natural Areas Journal**, v. 35, n. 2, p. 288–296, 2015.
- FOGDEN, M. P. L. The Seasonality and Population Dynamics of Equatorial Forest Birds in Sarawak. **Ibis**, v. 114, n. 3, p. 307–343, 1972.
- GRINNELL, J. Field Tests of Theories Concerning Distributional Control. **The American Naturalist**. v. 51, n. 602, p. 115-128, 1917.
- HAMEL, P. B. Winter bird community differences among methods of bottomland hardwood forest restoration: results after seven growing seasons. **Forestry**, v. 76, n. 2, p. 189–197, 2003.
- HANSEN, A. J.; et al., Effects of exurban development on biodiversity: Patterns, mechanisms, and research needs. **Ecological Applications**, v. 15, n. 6, p. 1893–1905, 2005.

HEEZIK, Y. van; SEDDON, P. J. Effects of season and habitat on bird abundance and diversity in a steppe desert, northern Saudi Arabia. **Journal of Arid Environments**, v. 43, p. 301-317, 1999.

HERRERA, J. M.; GARCIA, D. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 149–158, 2009.

HOLMES, R. T.; SHERRY, T. W. Thirty-year Bird Population Trends in an Unfragmented Temperate Deciduous Forest : Importance of Habitat Change. **The Auk**, v. 118, n. 3, p. 589–609, 2001.

ILLERA, J. C.; DÍAZ, M. Reproduction in an endemic bird of a semiarid island: A food-mediated process. **Journal of Avian Biology**, v. 37, n. 5, p. 447–456, 2006.

ISACCH, J. P.; et al. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. **Journal of Arid Environments**, v. 62, n. 2, p. 267–283, 2005.

ISOTTI, R.; et al. Seasonal and habitat-related changes in bird assemblage structure: applying a diversity/dominance approach to Mediterranean forests and wetlands. **Israel Journal of Ecology & Evolution**, v. 61, n.1, p. 1–9, 2015.

JAKSIC, F. M.; LAZO, I. Response of a Bird Assemblage in Semiarid Chile to the 1997-1998 El Niño. **The Wilson Bulletin**, v. 111, n. 4, p. 527–535, 1999.

JOHNSON, T. N.; et al. Evaluating Avian Community Dynamics in Restored Riparian Habitats with Mark-Recapture Models. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 121, n. 1, p. 22–40, 2009.

KABOLI, M.; et al. Avifaunal gradients in two arid zones of central Iran in relation to vegetation, climate, and topography. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 1, p. 133–144, 2006.

KEAST, A. Australian birds: their zoogeography and adaptations to an arid continent. In: KEAST, A.; CROCKER, R. L; CHRISTIAN, C. S.(Eds). **Biogeography and Ecology in Australia**. Monographie Biologicae, 1959.p. 95-114.

KENDALL, W. L.; et al. Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data with Pollock 's Robust Design. **Ecology**. v. 78, n. 2, p. 563–578, 1997.

KENDEIGH, S. C. Birds of the Beech-Maple-Hemlock Community. **Ecological Society of America**. v 27, n. 3, p. 226-245, 1946

KÉRY, M. Extinction rate estimates for plant populations in revisitation studies: Importance of detectability. **Conservation Biology**, v. 18, n. 2, p. 570–574, 2004.

KÉRY, M.; SCHMID, H. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 1, p. 65–73, 2004.

KRICHER, J. C. Summer bird species diversity in relation to secondary succession on the New Jersey Piedmont. **The American Midland Naturalist Journal**, v. 89, n. 1, p. 121–137, 1973.

LEAL, I. R.; et al. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da Ufpe, 2003. 822 p.

LEAL, Inara R. et al. Changing the Course of Biodiversity Conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p.701-706, 2005.

LEE, P. Y.; ROTENBERRY, J. T. Relationships between bird species and tree species assemblages in forested habitats of eastern North America. **Journal of Biogeography**, v. 32, n. 7, p. 1139–1150, 2005.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1363–1373, 2010.

MACNALLY, R. A winter's tale: Among-year variation in bird community structure in a southeastern Australian forest. **Austral Ecology**, v. 21, p. 280–291, 1996.

MACNALLY, R. et al. Avian biodiversity monitoring in Australian rangelands. **Austral Ecology**. v. 29, p. 93-99, 2004.

MARON, M. et al. Temporal variation in bird assemblages: How representative is a one-year snapshot? **Austral Ecology**, v. 30, n. 4, p. 383–394, 2005.

MAY, P. Secondary succession and breeding bird community structure: patterns of resource utilization. **Oecologia**, v. 55, n. 2, p. 208–216, 1982.

MEDEIROS, J.; et al.. Seasonal activity of *Dinoponera quadriceps* Santschi (Formicidae, Ponerinae) in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**. 56, p. 81–85, 2012.

MMA -MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002. 97 p.

NICHOLS, J. D. et al. Estimating Transition Probabilities for Stage-Based Population Projection Matrices Using Capture-Recapture Data. **Ecological Society of America**, v. 73, n. 1, p. 306–312, 1992.

NICHOLS, J. D. et al. Estimating rates of local species extinction, colonization, and turnover in animal communities. **Ecological Applications**, v. 8, n. 4, p. 1213–1225, 1998.

PASTUR, G. J. M.; et al. Habitat-specific vegetation and seasonal drivers of bird community structure and function in southern Patagonian forests. **Community Ecology**. v. 16, n. 1, p. 55-65, 2015.

- PAVEY, C. R.; NANO, C. E. M. Bird assemblages of arid Australia: Vegetation patterns have a greater effect than?? disturbance and resource pulses. **Journal of Arid Environments**, v. 73, n. 6-7, p. 634–642, 2009.
- POLLOCK, K. H. et al. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. **Environmetrics**, v. 13, n. 2, p. 105–119, 2002.
- POULIN, B; et al. Avian Phenology in Relation to Abundance and Exploitation of food Resources. **Ecological Society of America**. v. 73, n. 6, p. 2295-2309, 1992.
- PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da (Eds). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da Ufpe, 2003. p. 3-73.
- REED, J. M. Using statistical probability to increase confidence of inferring species extinction. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1283–1285, 1996.
- RUIZ-GUTIÉRREZ, V.; ZIPKIN, E. F. Detection biases yield misleading patterns of species persistence and colonization in fragmented landscapes. **Ecosphere**, v. 2, n. 5, p. 1-14, 2011.
- SALGADO-ORTIZ, J.; et al. Breeding seasonality of the Mangrove Warbler (*Dendroica petechia bryanti*) from southern Mexico. **Ornitologia Neotropical**. v. 20, p. 255–263, 2009
- SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In.: BULLOCK, S. H. M.; MEDINA, E (Eds). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, 1995. p. 35-63.
- SILVA, J. M. C. da; et al. Aves da Caatinga: status, uso do hábitat e sensibilidade. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da (Eds). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da Ufpe, 2003. p. 237-273.
- SMITH, J. E. Effects of environmental variation on the composition and dynamics of an arid-adapted Australian bird community. **Pacific Conservation Biology**. v. 21, p. 74–86, 2015.
- SVÄRDSON, G. Competition and Habitat Selection in Birds. **Nordic Society Oikos**, v. 1, p. 157-174, 1949.
- TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.
- VELLOSO, A. L.; et al. (Eds). **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2002. 76 p.
- WHITTAKER, R. H.; GOODMAN, D. Classifying Species According to Their Demographic Strategy. I. Population Fluctuations and Environmental Heterogeneity. **The American naturalist**, v. 113, n. 2, p. 185–200, 1979.

WIENS, J. A. Ecological crunches and competition. *Current Contents. Agriculture Biology & Environmental Sciences*, v. 22, n. 14, p. 590-597, 1991.

WIENS, J. A.; JOHNSTON, R. F. Adaptive correlates of granivory in birds. In: PINOWSKI, KENDEIGH J.; S. C (Eds). **Granivorous birds in ecosystems** Pages. Cambridge: Cambridge University Press. 1977. p. 301-340.