



Universidade Eduardo Mondlane

Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de Estudos II

Trabalho de Investigação

**Efeitos da Urbanização na Riqueza e Composição de Aves no
Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene,
Cidade de Maputo**

Autora: Rosa Félix Tivane



Universidade Eduardo Mondlane
Faculdade de Ciências
Departamento de Ciências Biológicas
Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação de Estudos II

Trabalho de Investigação

**Efeitos da Urbanização na Riqueza e Composição de Aves no
Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene,
Cidade de Maputo**

Autora: Rosa Félix Tivane

Supervisor: Prof. Doutor Cornélio Pedro Ntumi

Co-supervisora: Lic. Carmen Chiane E. Nhambe

Maputo, Maio de 2025

i. Agradecimentos

Em primeiro lugar agradeço a Deus pelo dom da vida.

Agradeço aos meus pais (Félix Tivane e Atália Govene) e meus irmãos (Hilário, Fernando e Arone Tivane) por todos os ensinamentos, por investirem nos meus estudos e por me incentivarem a seguir sempre com os estudos.

À Anita Tivane (minha cunhada) pelo apoio e por todos ensinamentos; a Glória Ndeve (minha cunhada) por me ter recebido em sua casa no início da minha jornada universitária.

Ao Célio Dalton Fanequiço (*in memorian*) que me ensinou muito sobre amizade, que sempre esteve comigo nos bons e maus momentos e que sempre me encorajou a não desistir daquilo que acredito e torcia para que tudo desse certo.

Aos meus supervisores, Cornélio Ntumi e Carmen Nhambe, pela confiança, paciência, apoio e ensinamentos a mim dedicados, meu muito obrigada.

À Edna Amós, minha amiga e melhor companheira de campo que eu poderia querer, por tornar os três meses de colheita de dados mais divertidos, pela sua gentileza e carinho imensuráveis.

À turma de expedição de 2018, em especial a Claida Alves, Trisa Anastácio, Nélia Vilanculo, Bragacina Tomás, Sofia Nhalungo e a *Team Impalinha* - Ernesto Mazive e Virgínia Madovo (*in memorian*).

Ao Eng. Hugo Mabilana por seu apoio e ensinamentos sempre que precisei.

A todos docentes do Departamento de Biologia que me deram aulas, em especial ao Prof. Valério Macandza, dra. Núria Monjane, dra. Sónia Guilundo e ao Eng. Lucas Chiau.

À CENACARTA por disponibilizar as fotografias aéreas da Cidade de Maputo da década 60.

À Direcção Nacional de Salubridade, em particular a Eng. Teresa Chissequere, pelo apoio ao meu projecto de colheita de dados no PEM.

Aos militares de diferentes especialidades afectos ao PEM, por me receberem durante o período de colheita de dados.

E a todos que directa ou indirectamente fizeram parte do meu processo de formação e que eu me tenha esquecido de mencionar, meu muito obrigada.

ii. Declaração de Honra

Eu, Rosa Félix Tivane, declaro por minha honra que o presente trabalho é da minha autoria e que os resultados apresentados reflectem a realidade do campo e que este relatório nunca foi apresentado na sua essência ou parte dele para obtenção de qualquer grau académico que não seja o indicado - Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre, do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Eduardo Mondlane.

A candidata

Rosa Félix Tivane

iii. Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu filho, Aniel Khalid Tivane (o meu pequeno grande professor) que me mostrou o verdadeiro significado do que é o amor e que me faz querer ser um ser humano melhor a cada dia. Sou muito abençoada por tê-lo como filho.

Ao Célio Dalton Fanequiço (*in memorian*) e a Horácia João (*in memorian*).

iv. Resumo

A perda de habitats tem sido a principal ameaça à diversidade biológica da terra, seja ela uma perda de origem natural ou antrópica. Actividades antrópicas como a urbanização geram mudanças ambientais que podem causar estresse ambiental e agem como um filtro não aleatório, seleccionando espécies com maior capacidade de sobreviver em ecossistemas modificados. As aves são bioindicadores eficazes de mudanças ambientais e têm sido utilizadas para examinar os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade. Este estudo surgiu com o objectivo de compreender os padrões de distribuição e adaptação das aves na cidade de Maputo, concentrando-se em duas áreas com diferentes níveis de urbanização: o Parque Ecológico de Malhazine e a Barreira de Maxaquene. Para o efeito foram usados dados da cobertura vegetal do passado (1960) e presente (2020) para saber se houve mudanças na cobertura vegetal. Foram colectados dados de aves com recurso ao método de ponto escuta em cada uma das áreas. Determinou-se a riqueza de espécies para cada uma das áreas através do estimador não-paramétrico Chao2 e comparou-se a riqueza, usando o teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 5%; comparou-se as guildas tróficas das aves que ocorrem nas duas áreas; testou-se a similaridade de espécies entre as áreas, através do índice de Jaccard e testou-se a hipótese de estresse com base no número de espécies de dieta especialista. Os resultados obtidos mostram que a Barreira de Maxaquene teve redução da cobertura vegetal ao longo dos anos e o Parque Ecológico de Malhazine teve um cenário inverso. Há diferenças significativas na riqueza de espécies ($U=1054.500$; $p=0.000000$). Foram registadas 8 guildas no PEM, nomeadamente: Carnívora, Frugívora, Granívora, Insectívora, Insectívora/Granívora, Insectívora/Herbívora, Nectarívora e Omnívora e 6 guildas na Barreira de Maxaquene, com a excepção da Insectívora/Granívora e Insectívora/Herbívora. O índice de similaridade de Jaccard mostrou que não há similaridade entre o PEM e a Barreira de Maxaquene ($J=0.36$). Foram registadas 36 espécies especialistas no PEM e 14 na Barreira de Maxaquene. Estes resultados sugerem que apesar de ambas áreas estarem no meio urbano, o nível de influência urbana difere entre elas, gerando diferentes níveis de estresse para as espécies de aves que diminuem com o aumento do nível de urbanização. Recomenda-se que nos próximos estudos se incluam mais áreas de estudo para confirmar se será observada a mesma tendência de resultados obtidos neste estudo.

Palavras-chave: Urbanização, estresse ambiental, aves, Cidade de Maputo.

v. Lista de abreviaturas

% - Percentagem

°C – Graus Celsius

ANAC – Administração Nacional de Áreas de Conservação

Av. – Avenida

CENACARTA – Centro Nacional de Cartografia e Teledatação

CMM – Conselho Municipal de Maputo

Fig.– Figura

GPS – (Geographical Positioning System) Sistema de Posicionamento Geográfico

ha – Hectares

IUCN – (International Union for Conservation of Nature) União Internacional para a Conservação da Natureza

km² – Quilómetros quadrados

kml – (Keyhole Markup Language) Linguagem de Marcação Keyhole

m – Metros

MICOA – Ministério para Coordenação da Acção Ambiental

MITADER – Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural

mm – Milímetros

Nr – Número

p – Nível de significância estatística

PEM – Parque Ecológico de Malhazine

sp - Espécie

vi. Lista de Figuras e tabelas

Figura 1: Localização geográfica do PEM ilustrando os pontos de amostragem.

Figura 2: Localização geográfica da Barreira de Maxaquene ilustrando os pontos de amostragem.

Figura 3: Mapa de cobertura da terra do PEM nos anos de 1960 e 2020.

Figura 4: Mapa de cobertura da terra da Barreira de Maxaquene nos anos de 1960 e 2020.

Figura 5: Curva de acumulação de espécies do PEM, obtida através das listas de Mackinnon.

Figura 6: Curva de acumulação de espécies da Barreira de Maxaquene, obtida através das listas de Mackinnon.

Figura 7: Riqueza específica do PEM e da Barreira de Maxaquene.

Figura 8: Número de espécies observadas em cada guilda trófica por cada local amostrado.

Figura 9: Análises de agrupamentos de espécies dentro e entre o PEM e a Barreira de Maxaquene.

Figura 10: Número de espécies especialistas quanto a alimentação em função do local de estudo.

Tabela 1: Indicadores usados para gerar os níveis de urbanização.

Tabela 2: Comparação da área com cobertura e área sem cobertura vegetal no Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene.

vii. Lista de anexos

Anexo 1: Espécies que ocorrem nas duas áreas de estudo.

Anexo 2: Resultados de testes estatísticos.

Tabela 1: Comparação da riqueza de espécies entre o PEM e a Barreira de Maxaquene.

Tabela 2: Comparação das guildas tróficas.

Tabela 3: Comparação dos habitats das áreas.

Tabela 4: Comparação do número de espécies especialistas em função do nível de urbanização.

Índice

i.	Agradecimentos	i
ii.	Declaração de Honra	iii
iii.	Dedicatória.....	iv
iv.	Resumo	v
v.	Lista de abreviaturas	vi
vi.	Lista de Figuras e tabelas.....	vii
vii.	Lista de anexos.....	vii
1.	Introdução	1
1.1.	Problema	3
1.2.	Justificativa	4
2.	Revisão Bibliográfica	6
2.1.	Urbanização e seus impactos ambientais.....	6
2.2.	Estresse ambiental.....	6
2.3.	Biodiversidade em ambientes urbanos.....	7
2.4.	Avifauna e urbanização.....	8
2.5.	Papel das aves nos ecossistemas urbanos	9
2.6.	Factores que influenciam a distribuição das aves nas cidades.....	10
2.7.	Estratégias de adaptação das aves à urbanização.....	11
2.8.	Principais ameaças à avifauna urbana.....	12
2.9.	Estudos sobre a avifauna urbana no mundo e em África.....	13
2.10.	Abordagem trófica na ecologia de aves	14
3.	Hipóteses	15
4.	Objectivos	17
4.1.	Geral.....	17

4.2. Específicos	17
5. Área de estudo	18
5.1. <i>Parque Ecológico de Malhazine (PEM)</i>	18
5.2. <i>Barreira de Maxaquene</i>	20
6. Material e Métodos	23
7. Análise de dados	28
8. Resultados.....	30
8.1. Mapas de cobertura da terra do PEM e da Barreira de Maxaquene (1960 e 2020)	30
8.2. Curvas de acumulação de espécies	31
8.3. Riqueza de espécies	33
8.4. Guildas tróficas	34
8.5. Similaridade entre as áreas de estudo (PEM e Barreira de Maxaquene)	35
8.6. Teste à teoria de estresse ambiental através do número de espécies especialistas	36
9. Discussão	38
9.1. Mapas da cobertura da terra do PEM e da Barreira de Maxaquene (1960 e 2020)	38
9.2. Curvas de acumulação de espécies	39
9.3. Riqueza de espécies	39
9.4. Guildas tróficas	41
9.5. Similaridade entre as áreas de estudo (PEM e Barreira de Maxaquene)	44
9.6. Teste à teoria de estresse ambiental através do número de espécies especialistas	45
10. Conclusão.....	46
11. Limitações.....	47
12. Recomendações.....	47
13. Referências Bibliográficas	48
14. Anexos	57

1. Introdução

A perda de habitats resultante da destruição ou alteração de ambientes naturais, tem sido a principal ameaça à diversidade biológica da terra (Antunes, 2004) em escalas local, regional e global (Helm, Hanski e Partel, 2006), seja ela uma perda de origem natural ou antrópica (Dário, 2008). A fragmentação dos habitats remanescentes acarreta perda e substituição de espécies (Jacoboski, 2017), o que pode levar a significativas reduções na riqueza de espécies, diminuição das populações e da variabilidade genética, além de alterações nos processos ecológicos e evolutivos (Valls *et al.*, 2016).

Actividades antrópicas tais como o desmatamento de florestas tropicais, agricultura de subsistência, aumento da produção de terras agrícolas e expansão de centros urbanos estão modificando a paisagem mundial de forma inevitável e a uma taxa sem precedentes (Kuchay e Rachamandra, 2016). Essas mudanças ambientais podem causar estresse ambiental (Cairns, 2013) actuando como um filtro não aleatório, que selecciona espécies com maior capacidade de sobrevivência em ecossistemas modificados (Devictor *et al.*, 2008).

O estresse ambiental é definido como uma acção, agente ou condição que prejudica a estrutura ou função de um sistema biológico (Cairns, 2013) podendo afectar os organismos de várias maneiras, incluindo alterações na pressão de predação, novas interacções entre espécies e mudanças na disponibilidade de recursos alimentares. Também pode induzir diferenças intra-específicas em características fisiológicas, ecológicas e comportamentais (Rech *et al.*, 2022).

A urbanização é uma das actividades humanas que expõe as espécies ao estresse ambiental devido a alterações como o aumento das temperaturas (efeito ilha de calor urbano, causado pela acumulação de calor em áreas densamente urbanizadas), ruído antropogénico, poluição atmosférica, do solo e luminosa (Rech *et al.*, 2022).

As paisagens naturais próximas e as espécies que vivem nessas áreas são inevitavelmente perturbadas pela presença de zonas urbanas e actividades humanas intensivas. Portanto, as paisagens naturais adjacentes à expansão urbana sofrem mais estresse ecológico do que as áreas não adjacentes (Lin *et al.*, 2021), com a riqueza de espécies diminuindo conforme o nível de urbanização aumenta (Crocchi *et al.*, 2008; Beaugeard *et al.*, 2018).

Como na maioria dos países tropicais, a área florestal de Moçambique tem diminuído a um ritmo relativamente acelerado (de Ronde *et al.*, 2004). A cidade de Maputo, em particular, expandiu-se às custas da destruição quase que completa das florestas, restando actualmente apenas remanescentes de áreas florestais (Adam, Machele e Saranga, 2014) como é o caso do Parque Ecológico de Malhazine (PEM) e da Barreira de Maxaquene.

O PEM é o primeiro Parque Ecológico Autárquico de Moçambique, criado em 2012 pelo Decreto nº 20/2012, de 06 de Julho, com a categoria de Reserva Nacional de Malhazine. Foi criado a partir da conversão do paiol numa área de utilidade pública, devido ao seu potencial turístico e paisagístico. Este Parque abriga uma diversidade de flora e fauna incluindo espécies protegidas (como é o caso da jibóia, do manguço, macaco-de-cara-preta, maritacaca e jagra) além de uma avifauna estimada em pelo menos 50 espécies (CMM e ANAC, 2017).

A Barreira de Maxaquene é a barreira com maior impacto na cidade de Maputo. Devido à sua altura e extensão, destaca-se na paisagem, tornando-se um elemento singular na identidade visual da cidade. As barreiras resultam da elevação da plataforma litoral e são classificadas como habitats seminaturais. Caracterizam-se por escarpas e espaços de ruptura morfológica com elevada fragilidade, onde a vegetação desempenha um papel fundamental na protecção contra a erosão e preservação da biodiversidade (Pimentel, 2012).

A presença ou ausência de espécies com exigências ecológicas específicas em termos de ocupação e uso do habitat ajudam a determinar a qualidade dos ambientes (Pereira e Serra, 2012). As aves são bioindicadores eficazes de mudanças ambientais (Sulemana, Monney e Deikumah, 2022), sendo um dos primeiros organismos a sentir os efeitos do impacto ambiental devido a sua estreita relação com o tipo de ambiente onde vivem e o seu estado de conservação (Dário, 2008). Por isso, as aves têm sido amplamente utilizadas como modelos para examinar os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade, alterando a sua riqueza, abundância e composição de espécies ao longo de gradientes de urbanização em todo o mundo (Scherer *et al.*, 2012; Filloy, Zurita e Bellocq, 2018).

Segundo Forcato *et al.* (2011), mudanças nas paisagens naturais originam mudanças comportamentais por parte dos organismos, sendo a alimentação um dos itens mais importantes nos estudos sobre aves. A compreensão dos padrões de exploração alimentar é central para o

estudo da organização das comunidades de aves (Villanueva e da Silva, 1996). Conforme o hábito alimentar, as espécies podem ser classificadas em guildas tróficas (Martins *et al.*, 2007). Essas guildas tróficas podem ser alteradas em função das mudanças na floresta e na estrutura florística durante a sucessão (Modena, Rodrigues e Souza, 2013).

Scherer *et al.* (2012), no estudo de aves em diferentes níveis de urbanização, mostraram que a riqueza de espécies diminui conforme o nível de urbanização aumenta, havendo maior ocorrência de espécies omnívoras e insectívoras e menor ocorrência de espécies especialistas, em áreas urbanizadas com maior nível de urbanização.

Nesse contexto, este estudo surge com o objectivo de compreender os padrões de distribuição e adaptação das aves na cidade de Maputo, concentrando-se em duas áreas com diferentes graus de urbanização: o Parque Ecológico de Malhazine e a Barreira de Maxaquene. Ao analisar como as aves se ajustam a esses ambientes e quais espécies conseguem persistir, este estudo contribuirá para uma melhor compreensão dos efeitos da urbanização sobre a biodiversidade, fornecendo subsídios para a formulação de estratégias de conservação mais eficazes.

1.1. Problema

A urbanização tem crescido a um ritmo acelerado, impactando significativamente a biodiversidade global. Em 1950, apenas 30% da população mundial vivia em cidades, percentual que subiu para 50% em 2008 e que deverá atingir 5,2 mil milhões de pessoas até 2030, com a cobertura do solo urbano ultrapassando 1,2 milhões de km² (Seress e Liker, 2015; Neate-Clegg *et al.*, 2023).

No caso de Moçambique, a população urbana tem crescido com o tempo, sendo que em 1950 ela representava apenas 5.4% e em 1995 já representava 33% da população total do país (Hoguane, 2007).

A cidade de Maputo, em particular, possui uma densidade populacional de aproximadamente 3 665 habitantes por km², 130 vezes superior à média para a região. Sendo que em apenas dez anos a sua densidade populacional aumentou mais de 400 habitantes por km² (Bandeira e Paula, 2014).

Os intensos fluxos migratórios do campo para a cidade, embora não constituindo um fenómeno novo, são sinónimo da existência de desequilíbrios espaciais ao nível urbano. Como consequência, assiste-se a um galopante processo de degradação do ambiente urbano (MICOA, 2007), mostrando assim a existência de uma clara relação entre a densidade de assentamentos humanos e os níveis de degradação dos habitats (MITADER, 2018).

A documentação sobre a região da Baía de Maputo (onde se localiza a Barreira de Maxaquene) refere-se à existência de florestas no passado, onde muitos animais selvagens estavam presentes, porém estes animais mais tarde sucumbiram à urbanização, caça, desmatamento para a agricultura, destruição de habitat e campanhas do governo contra a mosca tsé-tsé (Adam *et al.*, 2014). Em contrapartida, o Parque Ecológico de Malhazine, é citado pelo CMM e ANAC (2017), como o maior remanescente de vegetação natural, quase intacta na cidade de Maputo.

Segundo Donatelli *et al.* (2007), em todo o mundo cerca de 40% das espécies de aves são ameaçadas principalmente devido à perda de habitat, sendo que mais de 8% são prejudicadas exclusivamente por possuírem área de ocorrência restrita.

Em Moçambique, as aves são apontadas como um dos grupos de espécies com uma maior proporção de espécies ameaçadas, cerca de 260, devido ao seu estado de conservação global e nacional (MICOA, 2014).

Ao se perder espécies de aves devido a modificações no habitat, a viabilidade funcional do ecossistema que depende dos serviços ecológicos fornecidos por elas (como a polinização, dispersão de sementes e controle de predadores) também será afectada (Jacoboski, 2017).

Tendo em conta que o Parque Ecológico de Malhazine (área que servia para o armazenamento de material militar e que ainda possui parte da sua área com explosivos e que está protegida, sendo restrito o acesso à população) e a Barreira de Maxaquene (sem nenhuma protecção formal) estão inseridas num meio urbano, surge a pergunta: será que o facto destas duas áreas estarem expostas a diferentes níveis de pressão urbana influencia na riqueza e composição de espécies de aves?

1.2. Justificativa

Nos últimos anos, a qualidade do ambiente urbano tem recebido crescente atenção em todo mundo, conforme aumenta o reconhecimento das implicações da urbanização para o futuro das populações humanas e para o meio ambiente em geral (Lira Filho e Medeiros, 2006). E a preocupação em torno dos impactos ambientais dessa urbanização em expansão levou a um crescente interesse de investigação na biodiversidade urbana (Lee *et al.*, 2021). Contudo, a maioria dos estudos sobre os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade foram realizados principalmente em áreas altamente urbanizadas do hemisfério norte (Fillooy, Zurita e Bellocq, 2018; Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018)

Ainda não há conhecimentos básicos sobre como a biodiversidade está distribuída nas paisagens urbanas, especialmente no mundo em desenvolvimento como por exemplo as cidades africanas, o que limita a capacidade de tomar decisões informadas sobre como a avifauna africana responde a esta rápida transformação da terra (Lee *et al.*, 2021). Essa escassez de estudos motivou a realização desta pesquisa em Maputo, sendo pioneira na análise das aves no Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene e que faz uma comparação entre as duas áreas tendo em conta não apenas a riqueza, como também a composição trófica das espécies, visto que estudos de aves com uma abordagem ao nível da estrutura trófica são raros em ambientes urbanos e esta abordagem permite comparações entre a organização funcional de diferentes comunidades, embora possam ter diferentes composições específicas (Scherer *et al.*, 2005).

Estudos com aves urbanas são de suma importância, pelo facto das aves fazerem parte da paisagem urbana, constituindo-se num elemento comum dentro deste ambiente antropizado. O conhecimento da composição e dos processos que ocorrem em ecossistemas simplificados e alterados, como os urbanos, pode auxiliar na compreensão dos mecanismos que também ocorrem nos ecossistemas mais complexos (Silva e Blamires, 2007) permitindo a integração de paisagens urbanas com o plano de conservação da vida silvestre (Maragliano *et al.*, 2009).

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Urbanização e seus impactos ambientais

A urbanização representa ameaças directas e indirectas aos ecossistemas naturais regionais e à biodiversidade (Lin *et al.*, 2021).

As ameaças directas decorrem principalmente da expansão física urbana, que modifica a composição e configuração da paisagem, alterando o tamanho, a forma e a interconectividade das paisagens naturais, muitas vezes eliminando habitats inteiros ou alterando as condições do habitat, levando à perda de espécies e alterando as funções do ecossistema (Fusco *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2021).

As tensões indirectas incluem a modificação da permeabilidade da superfície, evapotranspiração, aumento de aerossóis e fontes antropogénicas de calor, levando assim a mudanças na biogeoquímica e no clima (Lin *et al.*, 2021).

Nas cidades a precipitação é frequentemente aumentada devido à maior concentração de partículas que servem como núcleos de condensação (Seress e Liker, 2015).

Há diferença entre as temperaturas urbanas e não urbanas, podendo ser de vários graus e as populações de plantas e animais podem responder à temperatura urbana mais elevada, tornando suas datas de floração mais precoces e tendo período prolongado de crescimento (Seress e Liker, 2015).

A poluição do ar, do solo e da água (devido a emissões provenientes da indústria, do tráfego e do aquecimento, ou de cargas de nutrientes nas massas de água) causa alterações nos ciclos biogeoquímicos e de nutrientes e na produção primária e seus efeitos podem expandir-se muito, para além dos limites da cidade (Seress e Liker, 2015).

2.2. Estresse ambiental

O estresse ambiental pode ser de origem natural ou antropogénica. Esses dois tipos de estresse têm frequentemente componentes comuns. Independentemente da origem, o estresse pode ser caracterizado com base na sua distribuição espacial (extensão e padrão geográfico), distribuição

temporal (frequência e duração), intensidade (capacidade relativa de evocar uma resposta do receptor) e novidade (Cairns, 2013).

Pode-se esperar que pequenas mudanças na histologia ou no estado fisiológico de espécies individuais ocorram, quanto menor for a intensidade, distribuição espacial e temporal do estresse, ou seja, espera-se uma relação de proporcionalidade directa entre estas três características de estresse e as mudanças resultantes. Por outro lado, a novidade de um estresse ambiental determinará se os sistemas biológicos terão ou não mecanismos para lidar com ele. Assim, novos estresses podem ser mais devastadores porque nenhum mecanismo evoluiu para enfrentá-los (Cairns, 2013).

O estresse ambiental é um factor importante na estruturação das comunidades, sendo a força negativa que o ambiente abiótico exerce sobre o desempenho dos organismos e afecta a riqueza e a diversidade de espécies mediada por interacções interespecíficas (Zwerschke *et al.*, 2013).

Uma acção, agente ou condição pode ser um estresse para um sistema biológico e, ao mesmo tempo, não afectar muitos outros (Stuedel *et al.*, 2012; Cairns, 2013).

2.3. Biodiversidade em ambientes urbanos

À medida que a densidade humana aumenta, a biodiversidade deve coexistir cada vez mais com a urbanização ou enfrentará a extinção local (Neate-Clegg *et al.*, 2023).

De acordo com a hipótese da amostragem aleatória, os ambientes urbanos deveriam ter uma maior diversidade de espécies porque as cidades atraem mais indivíduos do conjunto regional de espécies, mas tal facto não é observado (Shochat *et al.*, 2010). Muitas espécies animais desaparecem completamente das cidades, ocorrem em baixa abundância ou ficam restritas a parques, fragmentos florestais e outras áreas menos utilizadas (Bradley e Altizer, 2007).

Nas cidades, as espécies têm de lidar com intensas mudanças bióticas e abióticas no seu ambiente (Seress & Liker, 2015; Beaugeard *et al.*, 2018). Onde, as realidades climáticas, ecológicas, socioeconómicas e culturais, características da forma de assentamentos humanos podem influenciar as respostas da biodiversidade à urbanização em diferentes regiões (Filoy *et al.*, 2018).

As áreas urbanas, a priori, parecem oferecer poucas condições favoráveis para a vida selvagem. No entanto, algumas espécies prosperam nesses ambientes alterados (Croci *et al.*, 2008), onde vários factores podem contribuir para a ocorrência de uma biodiversidade substancial, incluindo espécies ameaçadas (Neate-Clegg *et al.*, 2023).

2.4. Avifauna e urbanização

A urbanização dos habitats tem efeitos adversos e benéficos nas populações de aves, e os impactos colectivos e muitas vezes sinérgicos destes irão determinar quais aves podem persistir, colonizar ou extinguir-se nos habitats urbanos (Seress e Liker, 2015).

Densidades mais altas de aves de apenas algumas espécies foram encontradas em várias áreas urbanas quando comparadas às naturais, e a composição e diversidade das espécies mudam conforme o grau de urbanização aumenta (Kim, Chae e Koo, 2007).

Muitos dos fragmentos urbanos servem de refúgio para certas espécies de aves, possibilitando inclusive a colonização por novas espécies (Scherer *et al.*, 2005). Todavia, a riqueza de espécies de aves em áreas urbanas é baixa (da Silva, 2006), ocorrendo dominância por um pequeno número de espécies generalistas ou oportunistas (por estas possuírem maior plasticidade), com alta frequência de ocorrência e grande tamanho populacional (Scherer *et al.*, 2012).

Estes fragmentos também actuam como locais de descanso, alimentação e protecção contra predadores para espécies migratórias ou para aquelas que se deslocam por áreas maiores (Kim *et al.*, 2007; Scherer *et al.*, 2012), formando “ilhas” e corredores que são de grande eficiência para o deslocamento, permitindo o fluxo de alguns indivíduos que são incapazes de atravessar áreas abertas em paisagens fragmentadas (Yamaguchi *et al.*, 2017). Além disso esses locais podem fornecer habitats de reprodução para várias espécies de borda (Kim *et al.*, 2007).

As aves que vivem em áreas urbanas são geralmente uma combinação de espécies nativas e exóticas (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018). De acordo com a terminologia de Blair (1996) citado por Seress e Liker (2015), as espécies de aves de áreas urbanas podem ser categorizadas como evitadores urbanos, adaptadores urbanos e exploradores urbanos, diferindo, no grau em que podem tolerar perturbações, utilizar e depender de recursos fornecidos pelo homem.

Algumas espécies de aves, referidas como adaptadores urbanos, parecem tolerantes às restrições urbanas e são capazes de manter populações em áreas urbanas, enquanto muitas outras espécies de aves urbanas parecem intolerantes (Croci *et al.*, 2008).

Normalmente para as aves, o aumento da urbanização actua para reduzir a riqueza de espécies. Ao mesmo tempo, a urbanização pode criar novos nichos ecológicos e oportunidades para as aves, por exemplo, fornecimentos estáveis de alimentos, e oportunidades de nidificação, permitindo que certas espécies prosperem (Lee *et al.*, 2021).

A diminuição da biodiversidade aviária com o aumento da urbanização não é estritamente monotónica, uma vez que a riqueza de espécies aviárias tende frequentemente a atingir o pico nos subúrbios, ou seja, em níveis intermédios de urbanização, padrão que pode ser explicado pela hipótese de distúrbio intermédio, que prevê que áreas com níveis moderados de perturbação irão abrigar uma maior diversidade de espécies (Seress e Liker, 2015).

A riqueza de espécies de aves nas cidades varia em uma ampla gama, tanto dentro como entre reinos biogeográficos. Em escala global, a riqueza mediana de aves urbanas por cidade é de quase 100 espécies, sendo os reinos Indo-malaio e Afrotropical com a maior riqueza mediana de espécies (riqueza mediana acima de 200 espécies), seguidos pelos Neotrópicos (riqueza média acima de 100 espécies). Por outro lado, o Paleártico, Neártico e Australásia são os reinos com as escalas de riqueza de aves urbanas mais baixas (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018).

2.5. Papel das aves nos ecossistemas urbanos

As aves são um componente valioso de qualquer meio natural ou cultural, tanto para a vida da população urbana quanto para o ecossistema como um todo, alimentando-se de pragas que atacam as plantas; actuando no controle biológico; polinizando flores e disseminando sementes; são boas indicadores biológicas do ambiente; transmitem uma sensação de bem-estar e harmonia, por meio de seus variados e melodiosos cantos, movimentos ágeis e voos deslumbrantes; contribuem no embelezamento das paisagens urbanas, onde colorido e abundância de aves podem se tornar em atractivo turístico e inspiração (Lira Filho e Medeiros, 2006).

Espécies insectívoras e aves de rapina regulam vectores de doenças, incluindo mosquitos e roedores. Aves necrófagas, como o corvo-malhado (*Corvus albus*), contribuem para a reciclagem da biomassa e, em certa medida, reduzem os níveis de resíduos descartáveis (Gatesire *et al.*, 2014).

2.6. Factores que influenciam a distribuição das aves nas cidades

Existem factores que influenciam a distribuição das aves nas cidades, como a disponibilidade de habitat, fontes de alimento, presença de predadores, poluição sonora e luminosa (Seress e Liker, 2015).

A presença de arborização e áreas verdes urbanas são fortes atractivos para a chegada e possível permanência de aves nas cidades (Torga *et al.*, 2007; Dário, 2012). Estes espaços oferecem locais de nidificação ou poleiro para a sobrevivência das aves (Bellanthudawa *et al.*, 2019).

O aumento da abundância de alimento é o mecanismo mais comum descrito na literatura para o aumento da densidade de aves. Este aumento pode reflectir o efeito combinado do aumento da vegetação exótica, do lixo e, em muitos casos, da utilização de comedouros (Shochat *et al.*, 2010).

A abundância de recursos disponibilizados pelas actividades humanas ao longo de todo o ano em áreas urbanas é um forte atractivo para as aves em períodos de adversidade (Torga *et al.*, 2007). Por outro lado, uma dieta urbana pode ter efeitos prejudiciais no desempenho reprodutivo e levam ao estresse nutricional em aves urbanas. Essas restrições nutricionais também podem afectar o desenvolvimento (Shochat *et al.*, 2010; Beaugeard *et al.*, 2018). Por exemplo, em chapins-reais e pardais domésticos, os indivíduos urbanos são geralmente menores e mais leves que os rurais (Beaugeard *et al.*, 2018).

Supõe-se que haja relaxamento de predação em áreas urbanas, hipótese baseada principalmente na redução do medo das aves urbanas em relação aos humanos e na abundância às vezes baixa de seus predadores nativos. Essa hipótese explica parcialmente a grande biomassa de presas aviárias nas cidades (Seress e Liker, 2015). Embora muitos predadores naturais evitem as áreas urbanas, pelo menos durante o dia, quando as aves estão activas, outros predadores selvagens ou

domésticos que habitam as cidades em altas densidades, especialmente os gatos podem afectar a regulação da população de aves (Shochat *et al.*, 2010).

A poluição sonora e luminosa em áreas urbanas alteram a fenologia, aptidão das aves e o comportamento reprodutivo de pequenos passeriformes, e, conseqüentemente, seu desempenho reprodutivo (Beaugeard *et al.*, 2018; Lin *et al.*, 2021).

A poluição sonora também pode causar estresse fisiológico ou afectar outros aspectos do comportamento, podendo interferir com os sons que desempenham papéis importantes nas interações predador-presa, tornando as aves mais vulneráveis a predação (Seress e Liker, 2015; Bellanthudawa *et al.*, 2019). Adicionalmente, a comunicação das aves para manutenção e estabelecimento de territórios pode ser afectada por muito ruído e isso pode interferir na interacção intra-pares e adulto-jovem também (Bellanthudawa *et al.*, 2019).

O ruído dentro dos ecossistemas urbanos ocorre a baixas frequências, geralmente abaixo dos 2000 Hz, assim, as aves com frequências mais elevadas ou aquelas com a capacidade de alterar a sua frequência terão vantagem para comunicar no meio do ruído urbano (Shochat *et al.*, 2010).

A poluição luminosa ecológica é desencadeada pelo elevado número de fontes de luz artificial utilizadas nas cidades. Tem efeitos complexos e sutis principalmente no comportamento animal, afectando a orientação, migração, forrageamento, reprodução e comunicação dos animais (Seress e Liker, 2015).

2.7. Estratégias de adaptação das aves à urbanização

Os indivíduos de habitats urbanos podem ser caracterizados por aspectos fisiológicos ou comportamentais que os distinguem dos indivíduos de habitats rurais (Rech *et al.*, 2022).

Se a urbanização induz estresse, é de esperar que existam diferenças nos níveis da hormona do estresse e dos parasitas sanguíneos entre as aves urbanas e selvagens (Shochat *et al.*, 2010).

Os indivíduos em ambientes urbanizados são frequentemente flexíveis no comportamento ou mostram um comportamento mais ousado e arriscado em relação aos inimigos. As diferenças comportamentais entre indivíduos rurais e urbanos de uma espécie são generalizadas entre

espécies de aves, sublinhando uma influência ecológica substancial da urbanização no comportamento animal (Rech *et al.*, 2022)

O grau de sociabilidade também desempenha um papel, com espécies tolerantes ao meio urbano tendendo a ser mais sociais, embora também tendam a ter comportamento dominante sobre outras espécies (Neate-Clegg *et al.*, 2023).

Os padrões de nidificação em aves urbanas reprodutoras mostram duas tendências, nomeadamente, nidificação em cavidades e construção de ninhos localizados a poucos metros acima do solo ou no dossel (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018). Além disso, as espécies de aves urbanas têm na maioria das vezes muitas ninhadas na mesma época reprodutiva (Maragliano *et al.*, 2009).

2.8. Principais ameaças à avifauna urbana

As principais ameaças à avifauna urbana são: edifícios, remoção da vegetação, contaminação por químicos e estradas.

a) Edifícios

Os componentes mais característicos das paisagens urbanizadas são os edifícios, geralmente associados ao aumento da actividade humana, animais de estimação, poluição, níveis elevados de ruído e luz, redução da vegetação, pelo que podem ser evitados por espécies susceptíveis a perturbação. A presença de edifícios também aumenta muito a mortalidade de aves por colisão (Seress e Liker, 2015).

b) Remoção da vegetação

As áreas urbanas têm tendência a diminuir as ofertas de cavidades naturais, com a remoção de árvores mortas, galhos secos e barrancos, o que implica em uma redução da fauna especializada em escavar e utilizar cavidades como local para aninhamento. Há também ocorrência de mortes de espécimes da avifauna (filhotes ou adultos) por causas mecânicas, durante as operações de manutenção da vegetação urbana (Lira Filho e Medeiros, 2006).

c) Contaminação por produtos químicos

Tem ocorrido contaminação e, ou, morte da avifauna, aquando da aplicação indeterminada de produtos químicos para o combate a pragas e doenças nas árvores urbanas. Também há possibilidade de intoxicação e eventual morte de aves insectívoras, por alimentarem-se de insectos controlados por via química (Lira Filho e Medeiros, 2006).

d) Estradas

As estradas são características proeminentes de paisagens urbanizadas que são fontes de vários poluentes relacionados ao tráfego, alteram os sistemas hidrológicos e também aumentam a mortalidade por colisão (Seress e Liker, 2015). A colisão de veículos com animais silvestres em rodovias é considerada o principal factor antrópico de mortalidade de vertebrados terrestres no mundo (Texeira e Kindel, 2012).

2.9. Estudos sobre a avifauna urbana no mundo e em África

As aves têm sido um dos taxa mais intensamente estudados em ambientes urbanos (Tampson e Petry, 2009; Teles *et al.*, 2012; Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018), representando cerca de um terço de dados de todas as pesquisas sobre a vida selvagem em ambiente urbano (Kim *et al.*, 2007).

O conhecimento dos padrões das populações e comunidades de aves urbanas começou a surgir na década de 1970 (Shochat *et al.*, 2010). Contudo, apesar do foco na investigação ecológica urbana e de várias revisões importantes emergentes nos últimos anos, o conhecimento actual da diversidade de aves urbanas depende de evidências de cidades localizadas principalmente na América do Norte e na Europa. Por outro lado, existem poucos estudos em outros continentes, como África, Austrália e América do Sul (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018; Lee *et al.*, 2021).

O desequilíbrio na cobertura geográfica nos estudos de aves é enfatizado pelo facto de várias regiões biogeográficas, além do Neártico e do Paleártico, e mais da metade das unidades

geográficas que abrigam toda a área de nidificação de duas ou mais espécies de aves de distribuição restrita, estarem localizados no hemisfério sul (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018).

Diversos factores têm sido considerados para explicar a diminuição das aves em ambientes urbanos (Teles *et al.*, 2012; Neate-Clegg *et al.*, 2023), porém, ainda é um problema comum determinar quais variáveis de habitat influenciam a distribuição de aves nesses locais (Kim *et al.*, 2007).

Um estudo sobre o impacto mundial da urbanização na diversidade funcional das aves sugeriu que ambientes altamente urbanizados têm composições funcionais substancialmente diferentes e 20% menos diversidade funcional, em média, do que os habitats naturais circundantes. Contudo, é importante ressaltar que África estava mal representada nesse estudo (apenas três regiões foram consideradas) (Lee *et al.*, 2021)

Na avifauna urbana mundial as espécies de aves residentes e/ou migrantes e o estado de conservação das espécies, são pouco estudadas (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018).

2.10. Abordagem trófica na ecologia de aves

As espécies que exploram os recursos ambientais de forma semelhante e se sobrepõem significativamente em seus requisitos de nicho, independentemente de sua posição taxonômica são agrupadas em guildas (Araújo *et al.*, 2016; Anthal e Sahi, 2017). Em 1967, foi proposto o conceito guilda trófica por Root, definido como um grupo de espécies, indiferente da afiliação taxonômica, que exploram a mesma classe de recursos alimentares de uma maneira similar (Scherer *et al.*, 2010; Shimano *et al.*, 2012).

As guildas tróficas em uma comunidade de aves são descritas pela forma como as espécies obtêm alimento, os tipos de alimentos ingeridos, os substratos de forrageamento explorados e as alturas em que as diferentes espécies se alimentam. Os membros das guildas geralmente diferem em suas necessidades precisas de alimento, o que reduz o potencial de competição entre eles quando os recursos são limitados (Anthal e Sahi, 2017).

3. Hipóteses

A teoria de estresse prevê que a riqueza geral de espécies segue uma tendência unimodal ao longo do gradiente de estresse no qual podem ocorrer assembleias de uma biota regional (Zwerschke *et al.*, 2013).

Estudos demonstram que a avifauna responde a alterações ambientais por meio de variações na sua abundância e riqueza de espécies (Silva e Blamires, 2007; Paetzold e Querol, 2008). De um modo geral, as aves tendem a apresentar menor riqueza e uniformidade de espécies em áreas urbanas em comparação com áreas mais naturais, sendo as menores diversidades registadas em áreas centrais urbanas. Além disso, a urbanização influencia a composição de espécies da avifauna (Seress e Liker, 2015), favorecendo espécies generalistas em detrimento de especialistas, que necessitam de habitats e dietas mais específicos (Cavarzere *et al.*, 2009; Favretto, 2015; Jacoboski, 2017; Yamaguchi *et al.*, 2017).

É amplamente aceite que a densidade populacional humana está correlacionada com a modificação do habitat (van Rensburg, 2002). Consequentemente, áreas com menor densidade populacional tendem a apresentar melhores condições para a conservação de habitats, proporcionando maior diversidade e abundância de espécies (Bradley e Altizer, 2007).

Em uma perspectiva quantitativa, a densidade populacional humana e a cobertura de superfície impermeável (estradas, edifícios, entre outros) são normalmente utilizadas para quantificar o grau de urbanização e facilitar comparações entre locais (Bradley e Altizer, 2007).

Neste estudo, o PEM foi categorizado como área com baixo nível de urbanização e a Barreira de Maxaquene como sendo a área com alto nível de urbanização.

Dessa forma colocam-se as seguintes hipóteses:

H0: Não há diferenças significativas na riqueza e composição de espécies de aves que ocorrem no PEM e na Barreira de Maxaquene.

H1: O PEM apresenta maior riqueza de espécies em comparação à Barreira de Maxaquene.

H2: A composição de espécies de aves difere significativamente entre o PEM e a Barreira de Maxaquene;

H3: O PEM possui maior abundância de espécies pertencentes a guildas tróficas especialistas em comparação à Barreira de Maxaquene.

4. Objectivos

4.1. Geral: Estudar os efeitos da urbanização na riqueza e composição de espécies de aves no Parque Ecológico de Malhazine (PEM) e na Barreira de Maxaquene.

4.2. Específicos:

- Mapear a cobertura vegetal no PEM e na Barreira de Maxaquene nos anos 1960 e 2020;
- Comparar a riqueza de espécies de aves do PEM e da Barreira de Maxaquene;
- Comparar as guildas tróficas das aves que ocorrem no PEM e na Barreira de Maxaquene;
- Testar a similaridade entre o PEM e a Barreira de Maxaquene considerando as espécies de aves aí observadas;
- Testar a hipótese de estresse ambiental através do número de espécies especialistas que ocorrem no PEM e na Barreira de Maxaquene.

5. Área de estudo

5.1. Parque Ecológico de Malhazine (PEM)

5.1.1. Localização geográfica

O PEM localiza-se na cidade de Maputo, no distrito municipal KaMubukwane. A norte é limitado pelos Bairros do Zimpeto e Magoanine C, a sul está limitado pela Av. Lurdes Mutola que o separa dos Bairros George Dimitrov e Malhazine, a este pelos Bairros Magoanine A e C, a oeste pela Av. de Moçambique e Bairro de Zimpeto (CMM e ANAC, 2017).

5.1.2. Clima

O clima da cidade de Maputo, onde se localiza o PEM é tropical húmido, com duas estações, sendo uma quente e húmida (de Novembro a Abril) e uma fresca e seca (de Maio a Outubro). A precipitação média anual é de cerca de 720 mm. Cerca de 80% desta precipitação cai nos meses de Novembro a Abril. A temperatura média anual é de 23°C, sendo a mais baixa registada nos meses de Junho e Julho (cerca de 10-11°C) e a mais elevada registada nos meses de Novembro a Janeiro (cerca de 40°C) (CMM e ANAC, 2017).

5.1.3. Solos

No PEM, ocorrem dois tipos de solos, nomeadamente, solos arenosos amarelados que ocupam maior parte da área e os solos arenosos amarelados nas dunas (CMM e ANAC, 2017).

5.1.4. Vegetação

No PEM ocorrem duas unidades de vegetação, nomeadamente: floresta semi-decídua seca e savana (mata). Dentro do PEM ocorrem quatro tipos de cobertura da terra: matagal (459.6 ha), pradaria arbustiva (73.6 ha), áreas perturbadas (42.2 ha) e áreas actualmente ocupadas por infra-estruturas (12.5 ha) (CMM e ANAC, 2017).

Ocorrem 105 espécies de flora no PEM, dentre arbóreas, arbustivas, herbáceas, trepadeiras, gramíneas e lianas. As espécies arbóreas e arbustivas perfazem 60% da flora do PEM e as herbáceas, trepadeiras, gramíneas e lianas perfazem 40% (CMM e ANAC, 2017).

As espécies de árvores e arbustos com maior frequência são: *Sclerocarya birrea*, *Albizia versicolor*, *Brachylaena discolor*, *Garcinia livingstonei*, *Strychnos spinosa*, *Apodytes dimidiata*, *Ozoroa obovata*, *Terminalia sericea*, *Combretum apiculatum*, *Bridelia cathartica* e *Strychnos madagascariensis* (CMM e ANAC, 2017).

As espécies de gramíneas que ocorrem no PEM são a *Panicum maximum*, *Cynodon dactylon*, *Aristida adscensionis*, *Aristida congesta*, *Digitaria eriantha*, *Digitaria ternata*, *Hyperthelia dissoluta*, *Melinis repens*, *Perotis patens*, *Eragrostis chapelieri*, *Eragrostis superba*, *Eragrostis ciliaris*, *Enneapogon cenchroides*, *Pogonarthria squarrosa*, *Schmidtia pappophoroides*, *Tricholaena monachne*, *Urochloa mosambicensis* e *Sporobolus pyramidalis*. Com maior dominância e ampla distribuição da *Panicum maximum*, seguida pela *Cynodon dactylon* (CMM e ANAC, 2017).

5.1.5. Fauna

Todas as espécies de aves com registo de ocorrência no PEM são de baixa preocupação de conservação e na sua maioria são residentes comuns na área, como por exemplo, rolas, beija-flores, estorninhos e tecelões (CMM e ANAC, 2017).

No PEM, ocorrem 10 espécies de mamíferos (Rato-toupeira, Macaco-de-cara-preta, Manguço, Lebre-de-nuca-dourada, Jagra, Rato-vermelho-de-savana, Rato-multimamilado, Rato-caseiro, Maritacaca, Esquilo-das-árvores e Musaranho-elefante-de-quatro-dedos), 12 de répteis (com destaque para a Mamba-negra, a Cobra-cuspideira-moçambicana, Lagartixa-da-costa-leste e Camaleão-de-pescoço-achatado) e 3 de anfíbios (Rã das bananeiras e do caniço, Rã da chuva e Sapo gutural) (CMM e ANAC, 2017).

Populações de algumas espécies como Macaco-de-cara-preta e Jagra podem ser consideradas pequenas e isoladas, com baixa variabilidade genética dentro da população e portanto com

elevado risco de extinção por eventos demográficos e ambientais bruscos (CMM e ANAC, 2017).

5.1.6. Densidade populacional

A densidade populacional em volta do PEM começou a crescer e a área começou a notar modificações principalmente nos bairros de Zimpeto e Magoanine por volta do ano 2000, devido a cheias que afectaram alguns bairros da cidade e as famílias foram reassentadas nesta zona. Entre os bairros que fazem limite com o PEM, o Bairro Magoanine C tem a maior população, estimada em 31 234 habitantes, seguido por Magoanine A e Zimpeto com 28 194 e 27 689 habitantes, respectivamente (CMM e ANAC, 2017).

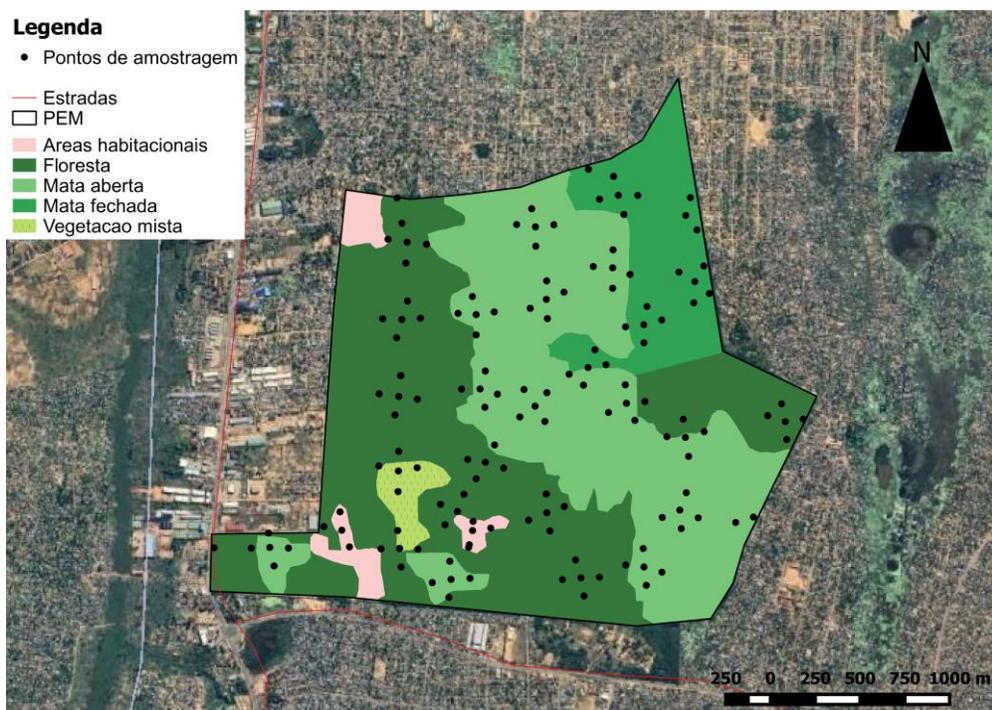


Fig. 1: Localização geográfica do PEM ilustrando os pontos de amostragem.

5.2. Barreira de Maxaquene

5.2.1. Localização geográfica

A Barreira de Maxaquene localiza-se na província de Maputo, distrito municipal Kampfumo, entre os bairros Central C e Polana Cimento, entre as latitudes 28°58'S (início de Av. Vladimir Lenine) e 32°34'E (final da Av. Julius Nyerere). A norte é limitada pela Av. Patrice Lumumba, a sul pela Av. 25 de Setembro, a oeste pela Av. Vladimir Lenine e por fim a este pela Av. Marginal (Silva, 2020).

5.2.2. Clima

A região da Baía de Maputo onde se localiza a Barreira de Maxaquene é caracterizada por duas estações: a seca e fria, que se estende de Abril a Setembro, com temperatura média de 18.3°C e a estação húmida e quente, de Outubro a Março, com a temperatura média não superior a 26.6°C. E a precipitação média anual na área é de 1100 mm, com precipitação e temperatura máximas coincidindo em Janeiro e estendendo-se até Março (Bandeira e Paula, 2014).

5.2.3. Solos

Os solos da Barreira de Maxaquene pertencem à era terciária (formação da Ponta Vermelha) constituídos por areia siltosa vermelha passando a arenito amarelo, localmente com crosta ferrugínea (Pimentel, 2012).

5.2.4. Vegetação

Na Barreira, a principal comunidade vegetal é a mata que se estende desde o Clube Desportivo até a Presidência, incluindo a Televisão de Moçambique (TVM) e área do Clube Naval (Bandeira e Paula, 2014).

Uma variedade de espécies de leguminosas dominantes ocorre nesta comunidade, designadamente, *Acacia* sp., *Azelia quanzensis*, *Albizia adianthifolia*, *Albizia versicolor* e *Dichrostachys cinerea* e espécies de gramíneas dominantes incluem *Hyperthelia dissoluta* e *Cymbopogon* sp.

5.2.5. Densidade populacional

Grande dinâmica demográfica temporal é observada ao redor da Baía de Maputo. Em 1930, a contagem oficial do censo nacional foi de 20 600 habitantes, aumentando para 1 914 130 em 2007 (Bandeira e Paula, 2014).



Fig. 2: Localização geográfica da Barreira de Maxaquene ilustrando os pontos de amostragem.

6. Material e Métodos

6.1. Material

- GPS Garmin;
- Gravador áudio portátil digital Sony;
- Binóculos Pentax SP 10 X 50mm;
- Câmera fotográfica Canon;
- Guias de identificação de aves;
- Bloco de anotações;
- Esferográfica.

6.2. Métodos

6.2.1. Mapas de cobertura do solo

Foram elaborados mapas de cobertura do solo para o PEM e para a Barreira de Maxaquene. Esses mapas foram usados para inferir se houve ou não mudança nas áreas com base em dados do presente (2020) e passado (1960) referentes a cobertura do solo de cada uma das áreas tendo em conta a urbanização.

Segundo Haščič e Mackie (2018); Billah *et al.* (2021), mudanças nas características biofísicas dos habitats naturais que podem ser medidas usando dados sobre a cobertura do solo são consideradas como a melhor medida actualmente disponível para monitorar amplamente as pressões sobre os ecossistemas terrestres e a biodiversidade em diferentes escalas espaciais e temporais, podendo revelar o comportamento humano em um ambiente particular.

6.2.1.1. Mapas de cobertura do solo do passado (1960)

Os mapas de cobertura do solo do passado foram feitos a partir de fotografias aéreas das duas áreas de estudo disponibilizadas pelo CENACARTA, visto que o *Google Earth* só permite recuar as imagens até a década de 80.

Foram feitos scans das fotografias, que a posterior foram georreferenciadas no ArcMap. Em seguida, as fotografias georreferenciadas foram passadas ao Software ENVI versão 5.0 para a construção de mosaicos de cada área. Por fim, os mosaicos foram novamente levados ao ArcMap onde foi feita a classificação dos tipos de cobertura do solo para cada área.

6.2.1.2. *Mapas de cobertura do solo do presente (2020)*

Os mapas do presente foram elaborados a partir de imagens das duas áreas retiradas do *Google Earth* para o ano de 2020. Essas imagens foram digitalizadas para criar ficheiros no formato kml que foram convertidos em *shapefiles* no ArcMap no Software ArcGis versão 10.2. A posterior, foram usados os *shapefiles* de cada área juntamente com as respectivas imagens retiradas do *Google Earth* para mapear os diferentes tipos de cobertura do solo.

6.2.2. *Categorização dos níveis de urbanização*

Definida como o crescimento da área e do número de pessoas que habitam as cidades, a urbanização gera paisagens dominadas por estruturas construídas para uso humano, representando uma forma drástica de conversão de terras, caracterizada por densa habitação humana, transportes, indústria e infra-estruturas associadas (Bradley e Altizer, 2007).

Para a categorização das áreas em níveis de urbanização foram usados indicadores que tiveram pontuações diferenciadas, de acordo com o que foi observado nas áreas em causa. Foi considerada uma escala de 0 à 5 para classificar a intensidade dos indicadores usados para gerar os níveis de urbanização, onde: 0 – significa que não há registo de sinais do indicador em causa; 1 – intensidade muito baixa; 2 – intensidade baixa; 3 – intensidade média; 4 – intensidade alta e 5 – intensidade muito alta; como ilustra a tabela 1.

Tabela 1: Indicadores usados para gerar os níveis de urbanização.

Indicadores	PEM	Barreira de Maxaquene
--------------------	------------	------------------------------

Área construída*	<10%	>10%
Ruído	1	4
Fluxo de pessoas	2	4
Efeito da Borda	1	5

*No caso da área construída a classificação em percentagem foi convertida para a escala dos demais indicadores para questões de padronização, onde: 0% - indica pontuação 0; <10% - pontuação 1; ≥10% - pontuação 2; ≥20% - pontuação 3; ≥30% - pontuação 4; ≥40% - pontuação 5.

6.2.3. Colecta de dados de aves

A colecta de dados foi realizada em 2020, de 20 de Abril a 15 de Maio na Barreira de Maxaquene e de 21 de Julho a 21 de Setembro no PEM.

O levantamento de dados de aves no campo foi feito com recurso ao método de ponto escuta (Cavarzere *et al.*, 2009; Valls *et al.*, 2016). Os pontos foram identificados por meio de registo com GPS (Araújo *et al.*, 2016) e distavam no mínimo 200 m entre si, para minimizar o risco de se registar as vocalizações dos mesmos indivíduos em mais de um ponto (Cavarzere *et al.*, 2009; Valls *et al.*, 2016). Para o caso do PEM, foram feitas 4 réplicas (uma a norte, uma a sul, uma a este e uma a oeste) por cada ponto, onde, cada réplica distava 100 m do ponto. As réplicas de um ponto para outro distavam no mínimo 200 m. Não foi possível fazer-se réplicas dos pontos na Barreira de Maxaquene devido a configuração espacial que o local apresenta (maior proporção de perímetro em relação a área).

As amostragens foram realizadas no período da manhã até aproximadamente 10 horas e 30 minutos (Araújo *et al.*, 2016), período de maior actividade das aves (Cavarzere *et al.*, 2009). Em cada ponto de escuta, esperava-se um período de cinco minutos antes de iniciar a amostragem, para diminuição do efeito da perturbação causado pela chegada do observador (Port e Fish, 2013). A identificação das aves em cada ponto foi realizada em 10 minutos (Valls *et al.*, 2016)

registrando-se todas as espécies vistas (muitas vezes com auxílio de binóculos) e ouvidas, tendo sido usado um gravador áudio digital para gravação destas últimas para posterior identificação.

As amostragens não foram feitas em dias de chuva ou vento forte, pois isso interfere na audibilidade das vocalizações (Bibby *et al.*, 2000).

6.2.4. *Curva de acumulação de espécies*

Para a elaboração da curva de acumulação de espécies foi usada a lista de espécies de Mackinnon. Que consiste no observador fazer uma lista registrando cada nova espécie numa área até que um número predeterminado de espécies seja atingido. Uma espécie só pode ser contabilizada uma vez em cada lista. O comprimento da lista varia de 8 a 20 espécies (quanto maior o número total provável de espécies no local, maior o comprimento da lista escolhida). Contudo, para questões comparativas entre pesquisas só pode se usar o mesmo comprimento de lista. O observador deve se esforçar para cobrir diferentes áreas, pelo menos de uma lista para a seguinte, para evitar o registo dos mesmos indivíduos (Bibby *et al.*, 2000). Nesta pesquisa em particular, foram geradas listas após a identificação de todas as espécies vistas e gravadas. As listas utilizadas tinham o comprimento de 10 espécies.

6.2.5. *Identificação das aves*

O processo de identificação das aves foi feito com base no cruzamento de características das aves vistas com as que constam na literatura, para a obtenção do nome de cada espécie. E os sons gravados foram ouvidos e comparados com sons pré-existentes e os nomes das espécies também foram obtidos com recurso a literatura (Parker, 1999; Sinclair e Ryan, 2009; Sinclair, Tarboton e Ryan, 2011; IUCN, 2025).

6.2.6. *Guildas tróficas*

As espécies de aves foram classificadas em guildas segundo a literatura (Scheriber e Whitworth, 1998; Andrade e Piratelli, 2001; Olabamiyo e Akinpelu, 2015; Sharma e Kichloo, 2015; Kukreti e Bhatt, 2016; Anthal e Sahi, 2017; Mukhopadhyay e Mazumbar, 2017; dos Santos e Treco, 2019). Considerando-se: Carnívoras - alimentação baseada em pequenos e grandes vertebrados; Frugívoras - alimentação baseada principalmente em frutos; Granívoras - alimentação baseada na predação de sementes; Insectívoras - alimentação baseada principalmente em insectos que podem ser capturados no chão, no ar entre a vegetação e na casca de árvores; Nectarívoras - alimentação baseada principalmente em néctar; Omnívoras - alimentação baseada em frutos, artrópodes e pequenos vertebrados; Insectívoras/Herbívoras - alimentação mista com maior proporção de insectos; Insectívoras/Granívoras - alimentação mista com maior proporção de insectos (Anexo 1).

7. Análise de dados

Os dados obtidos em campo foram posteriormente introduzidos no Software Microsoft Excel, para organização e formatação nas escalas apropriadas e para a construção gráfica foi usado o programa Prisma versão 8.

7.1. Riqueza de espécies

A riqueza de espécies foi obtida através do programa EstimateS versão 9 com base no estimador de riqueza Chao2, a partir dos dados de incidência das espécies. Onde foram feitas 1000 aleatorizações para gerar os valores de riqueza (Fuscaldi e Loures-Ribeiro, 2008). Em casos em que o coeficiente de variação foi maior que 0.5 ($CV > 0.05$), um critério de correção para a estimativa Chao2 foi utilizado (neste caso foi usada a fórmula clássica ao invés de viés corrigido). Todas as estimativas foram geradas considerando um intervalo de confiança de 95%.

Por questões comparativas, apenas foram utilizados os dados referentes à floresta, que é o único tipo de habitat que tanto pode ser encontrado no PEM, assim como na Barreira de Maxaquene.

7.2. Similaridade de espécies de aves

Para o cálculo do índice de similaridade de espécies de aves entre o PEM e a Barreira de Maxaquene, foi utilizado o coeficiente de Jaccard no programa Ecological Methodology (Krebs, 1999):

$$S_j = \frac{a}{a + b + c}$$

Onde:

S_j – Coeficiente de similaridade de Jaccard

a – Número de espécies comuns nos dois habitats

b – Número de espécies presente na Barreira de Maxaquene

c – Número de espécies presente no PEM

Foram feitas análises de agrupamento para ver se há uma associação entre as aves dos locais de amostragem com recurso ao Software Past versão 3.0.

Foi feita uma comparação da riqueza de espécies entre o PEM e a Barreira de Maxaquene através do teste de comparação não-paramétrico de Mann-Whitney. O mesmo teste foi usado para a comparação das espécies especialistas em função do nível de urbanização.

Foi feita uma comparação entre os locais agrupados com recurso ao teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. O mesmo teste foi usado para comparar as guildas de espécies que ocorrem no PEM e na Barreira de Maxaquene.

Tanto o teste de Mann-Whitney assim como o de Kruskal-Wallis foram executados no programa STATISTICA versão 8, a um nível de significância de 5%.

8. Resultados

8.1. Mapas de cobertura da terra do PEM e da Barreira de Maxaquene (1960 e 2020)

Os mapas de cobertura da terra de 1960 e 2020 mostram uma mudança na distribuição da cobertura vegetal e das áreas construídas no Parque Ecológico de Malhazine (Fig. 3) e na Barreira de Maxaquene (Fig. 4), com o PEM a registar um aumento da cobertura vegetal e redução de área construída e a Barreira de Maxaquene a registar o inverso.



Fig. 3: Mapa de cobertura da terra do PEM nos anos de 1960 (a esquerda) e 2020 (a direita).



Fig. 4: Mapa de cobertura da terra da Barreira de Maxaquene nos anos de 1960 (a esquerda) e 2020 a (direita).

A tabela abaixo ilustra em hectares o tipo de cobertura em cada área de estudo, onde o PEM teve um aumento da cobertura vegetal de 565.46 ha em 1960 para 567.59 ha em 2020 e uma redução da área construída de 32.80 ha para 18.29 ha. Por outro lado a Barreira reduziu a cobertura vegetal de 49.9 ha em 1960 para 33.54 ha em 2020 e um teve um aumento da área construída de 0.29 ha para 5.26 ha.

Tabela 2: Comparação da área com cobertura e área sem cobertura vegetal no Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene.

Local	1960		2020	
	Cobertura vegetal (ha)	Área construída (ha)	Cobertura vegetal (ha)	Área construída (ha)
PEM	565.46	32.80	567.59	18.29
Barreira	49.9	0.29	33.54	5.26

8.2. Curvas de acumulação de espécies

A curva de Mackinnon (Fig. 5) do PEM mostrou uma tendência de estabilização, o que leva a concluir que o esforço amostral foi suficiente, enquanto que a curva da Barreira de Maxaquene (Fig. 6) mostra um cenário diferente, mostrando uma necessidade de mais listas para que se atinja a estabilização da curva e tentar registrar a real riqueza de espécies na área de estudo.

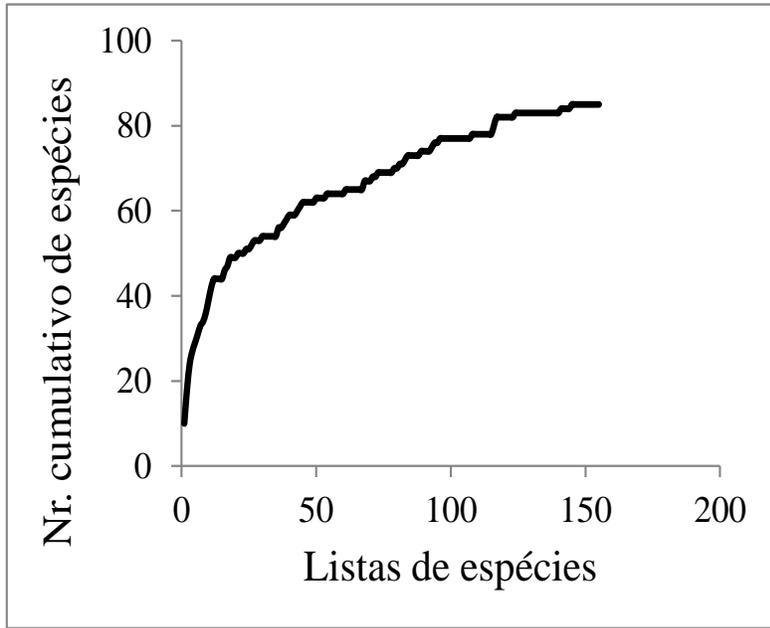


Fig. 5: Curva de acumulação de espécies do PEM, obtida através das listas de Mackinnon.

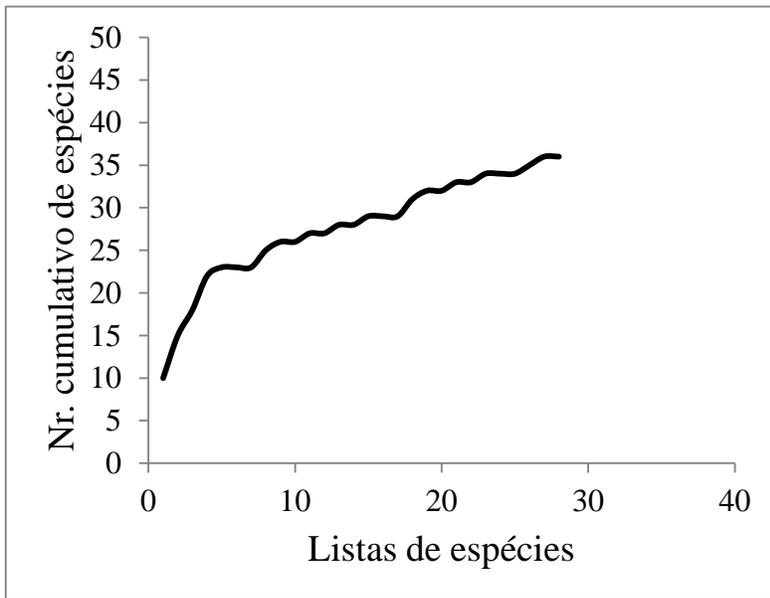


Fig. 6: Curva de acumulação de espécies da Barreira de Maxaquene, obtida através das listas de Mackinnon.

Neste estudo foram identificadas um total de 89 espécies de aves distribuídas em 76 géneros, 39 famílias e 16 ordens. Destas, 85 espécies foram registadas no Parque Ecológico de Malhazine (PEM), enquanto 36 espécies ocorreram na Barreira de Maxaquene.

As famílias Muscicapidae, Malaconidae e Nectariniidae, todas elas pertencentes à ordem Passeriformes, foram as mais representativas correspondendo a 10.1, 7.8 e 7.8% de espécies, respectivamente. Por outro lado, as famílias Zosteropidae, Vangidae, Upupidae, Turdidae, Threskiornithidae, Musophagidae, Monarchidae, Meropidae, Macrosphenidae, Platysteiridae, Phasianidae, Passeridae, Indicatoridae, Hirundidae, Fringillidae, Ciconiidae, Campephagidae e Ardeidae foram as menos representativas com 1.1% cada.

As espécies: *Pycnonotus tricolor*, *Andropadus importunus* e *Cypsiurus parvus* foram as que tiveram mais registos nas duas áreas de estudo.

Foram registadas duas espécies de aves endémicas da África Austral, nomeadamente: *Apalis ruddi* e *Cercotrichas signata* no PEM.

8.3. Riqueza de espécies

A comparação do PEM e da Barreira de Maxaquene através do teste de Mann-Whitney mostra que há diferenças significativas em termos de riqueza de espécies registada ($U=1054.500$; $p<0.001$), para mais detalhes ver Anexo 2.

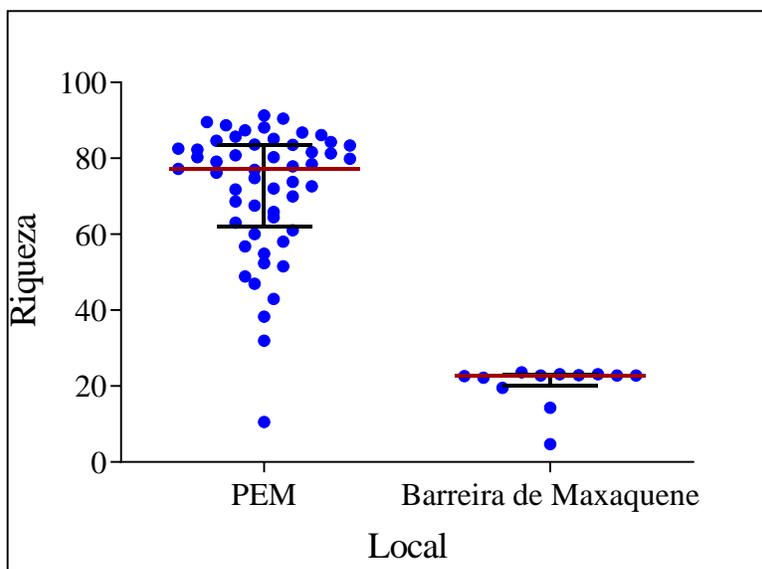


Fig. 7: Riqueza de espécies estimada através do estimador não paramétrico Chao2, no programa EstimateS, para o Parque Ecológico de Malhazine e a Barreira de Maxaquene (considerando espécies registadas nas florestas).

8.4. Guildas tróficas

Foram encontradas 8 guildas no PEM, nomeadamente: Carnívora, Frugívora, Granívora, Insectívora, Insectiva/Granívora, Insectívora/Herbívora, Nectarívora e Omnívora e 6 guildas na Barreira de Maxaquene, com a excepção da Insectiva/Granívora e Insectívora/Herbívora (Fig.8).

O PEM apresentou maior percentagem de espécies da guilda insectívora (36.47%) seguida de omnívora (20%) e as guildas insectívora/granívora e insectívora/herbívora apresentaram as menores percentagens (1.18% cada).

À semelhança do PEM, a Barreira de Maxaquene também apresentou maior percentagem de espécies da guilda insectívora (36.11%) seguida de omnívora (25%) e a menor registada foi a carnívora (5.56%). As diferenças entre as guildas são estatisticamente significativas ($H=34.76225$; $N= 361$; $p<0.001$) (ver anexo 2).

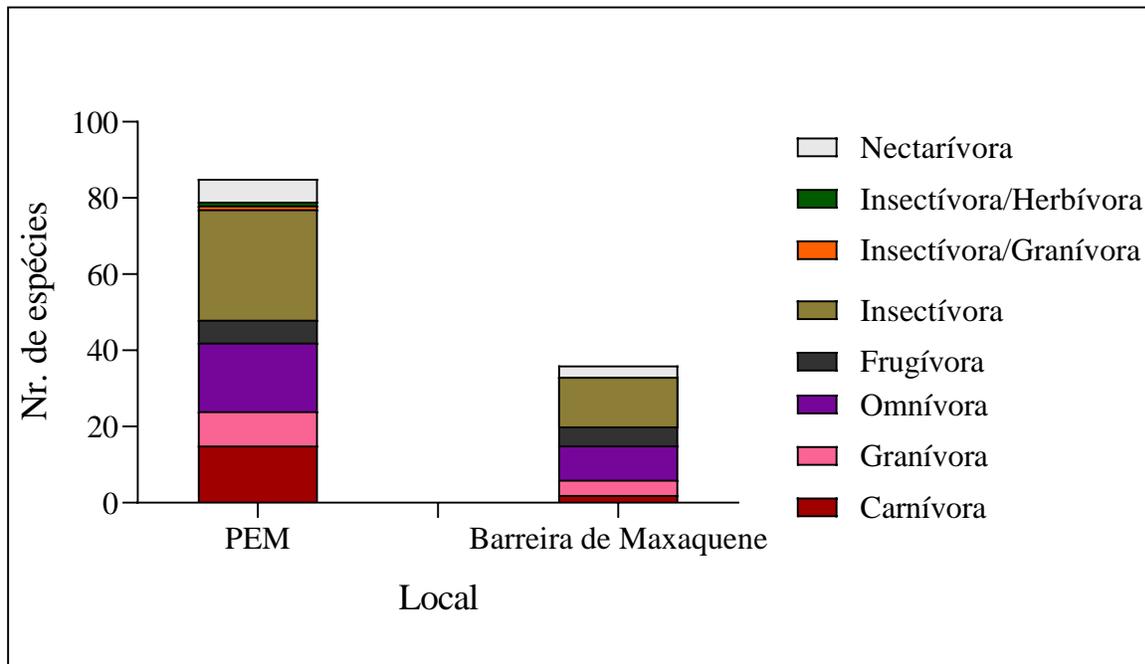


Fig. 8: Número de espécies observadas em cada guilda trófica por cada local amostrado.

8.5. Similaridade entre as áreas de estudo (PEM e Barreira de Maxaquene)

O índice de similaridade de Jaccard mostrou que não há similaridade entre o PEM e a Barreira de Maxaquene ($J=0.36$).

Foram usados os habitats de cada uma das áreas para a análise de agrupamentos. Onde, a análise de agrupamentos separou o Parque Ecológico de Malhazine da Barreira de Maxaquene (Fig.9), mostrando um agrupamento por habitats de cada área de estudo com similaridade de espécies que revela uma considerável heterogeneidade dentro de cada área ($H=65.39202$; $N= 193$; $p<0.001$) (ver anexo 2).

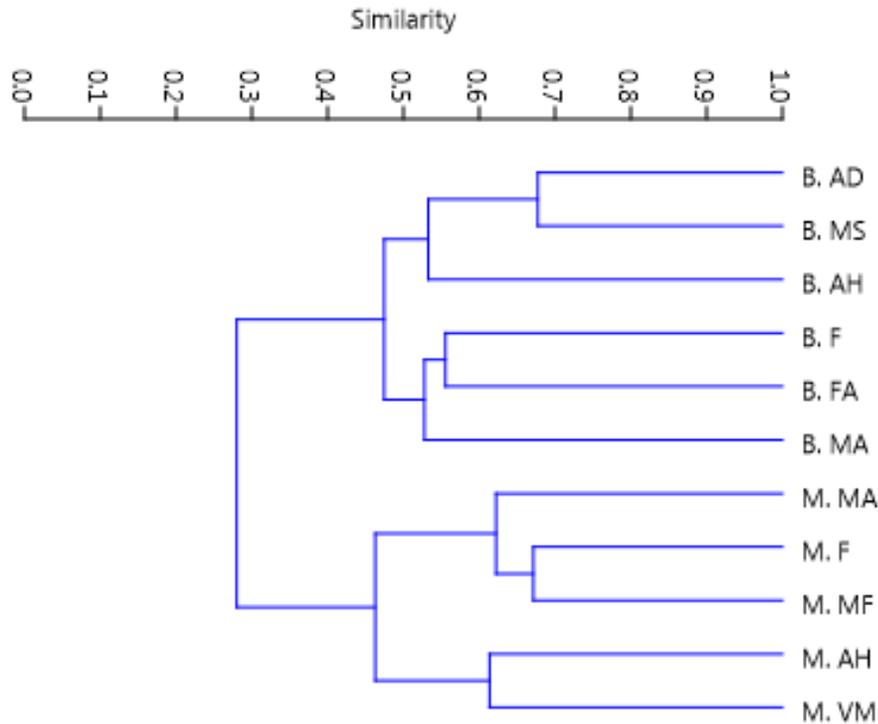


Fig. 9: Dendrograma de similaridade de habitats entre e dentro do Parque Ecológico de Malhazine e a Barreira de Maxaquene. Onde: **B** significa Barreira de Maxaquene; **M** – Parque Ecológico de Malhazine; **AD** – Arbustos decíduos; **AH** – Áreas habitacionais; **F** – Floresta; **FA** – Floresta aberta; **MA** – Mata aberta; **MF** – Mata fechada; **MS** – Mata secundarizada e **VM** – Vegetação mista.

8.6. Teste à teoria de estresse ambiental através do número de espécies especialistas

Foi observado um total de 37 espécies especialistas, das quais 36 ocorrem no PEM e 14 ocorrem na Barreira de Maxaquene, conforme ilustrado na Figura 10. Esses resultados evidenciam uma redução no número de espécies com especificidade alimentar à medida que aumenta a pressão urbana ($U=2406$; $p=0.041505$) (ver anexo 2).

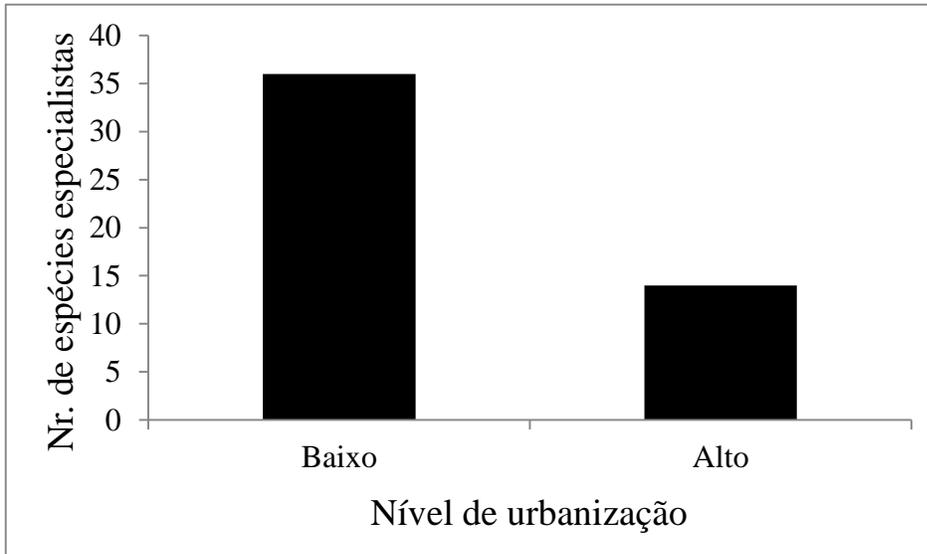


Fig. 10: Número de espécies especialistas quanto à alimentação em função do nível de urbanização.

9. Discussão

9.1. Mapas da cobertura da terra do PEM e da Barreira de Maxaquene (1960 e 2020)

Os resultados deste estudo indicam que a Barreira de Maxaquene sofreu uma significativa redução na sua cobertura vegetal ao longo de décadas, especialmente entre 1960 e 2020. No entanto, esse processo de degradação não é recente, uma vez que há registos de alterações na área desde 1915, quando parte da barreira foi removida para extracção de areia destinada à construção de aterros na zona marginal (Lage, 2018). Essa retirada causou um recuo de mais de cem metros em relação à sua configuração original, evidenciando um processo histórico contínuo de modificação da paisagem.

Resultados semelhantes de modificação de paisagens naturais devido à urbanização têm sido documentados em outras partes de África (van Rensburg, 2002; Gatesire *et al.*, 2014) e do mundo (Kuchay e Ramachandra, 2016). Por exemplo, Kuchay e Ramachandra (2016) em seu estudo sobre a mudança de cobertura do solo e uso da terra em Uttara Kannada na Índia, onde a vegetação sofreu transformações significativas entre 1979 e 2013. Os autores associaram essas mudanças ao crescimento populacional e à intensificação da urbanização, destacando que grande parte das áreas florestais foi substituída por construções residenciais e zonas agrícolas, a fim de atender à crescente demanda da população. Além disso, apontaram que a modificação do uso da terra também foi impulsionada por projectos de desenvolvimento urbano.

Essa relação entre urbanização e perda de vegetação também é reforçada por Shi *et al.* (2018), que identificaram que a intensificação da urbanização, especialmente devido à migração em larga escala das zonas rurais para as grandes cidades, tem sido um dos principais factores responsáveis pelas mudanças no uso e cobertura do solo.

Na África Austral o estudo das transformações de habitat vem ganhando espaço devido ao rápido crescimento que se verifica nas cidades e alguns resultados revelam que a urbanização influencia a riqueza e composição de espécies de aves. O que alimenta a tendência observada globalmente de declínio na diversidade de espécies à medida que a quantidade de cobertura do solo urbano aumenta nas paisagens (Lee *et al.*, 2021).

9.2. Curvas de acumulação de espécies

A curva de acumulação de espécies da Barreira de Maxaquene diferente da do PEM, não mostrou uma tendência de estabilização. Isto pode dever-se ao facto de na Barreira de Maxaquene não terem sido feitas réplicas dos pontos amostrais devido à configuração espacial da área, facto que permitiria aumentar o número de horas de levantamento das espécies, visto que em áreas de florestas tropicais, uma curva pode se estabilizar em 200 horas de observações, embora novas espécies possam ocorrer após esse esforço (Silva *et al.*, 2014), como é o caso de indivíduos ocasionais migratórios ou vagantes (Donatelli *et al.*, 2004).

9.3. Riqueza de espécies

Neste estudo foi observada uma maior riqueza de espécies de aves no PEM (85 espécies) e menor riqueza na Barreira de Maxaquene (36 espécies), apesar de ambas áreas estarem na mesma cidade, pois, segundo Dário (2012), os fragmentos florestais devem ser vistos como o resultado de um processo histórico de perturbação da vegetação no qual inúmeros factores interagiram ao longo do tempo. O número de espécies que um fragmento florestal pode suportar e as suas respectivas taxas de extinção dependem do seu tamanho, da distância de uma fonte de povoamento e da estrutura do habitat (Dário *et al.*, 2002).

Existem inúmeras fontes potenciais de estresse para as aves em ambientes urbanos (Beaugeard *et al.*, 2018) e a sua tolerância ao estresse varia sendo que o mesmo habitat pode ser percebido de formas bastante diferentes por cada uma das espécies (Jacoboski, 2017). A vulnerabilidade de cada espécie a diferentes riscos é determinada pela própria ecologia da espécie, como, dieta, estratégia migratória ou massa corporal (Devictor *et al.*, 2008).

Resultados similares aos deste estudo foram obtidos por Peris e Montelongo (2014) num estudo sobre aves e pequenos parques urbanos, onde constataram que o tamanho do parque foi a principal variável independente que mais influenciou a riqueza de aves nos parques urbanos de Salamanca na Turquia, resultado que atribuíram ao facto de em geral, grandes áreas apresentarem maior heterogeneidade e, portanto, maior diversidade de nicho potencial. Assim, grandes parques devem fornecer um maior número de habitats e abrigar várias espécies com diferentes requisitos de habitat. Além disso, os parques urbanos podem ser interpretados como

ilhas e, portanto, a sua riqueza é determinada pelo equilíbrio entre a imigração e a extinção de espécies, parâmetros que dependem da distância a fontes de espécies e a área isolada, respectivamente.

A menor riqueza de espécies verificada na Barreira de Maxaquene pode ser devido à degradação ambiental existente nesse local, visto que a descaracterização da cobertura vegetal e diminuição do habitat podem impossibilitar que determinadas espécies desenvolvam suas actividades fundamentais (Gimenes e Anjos, 2003; Morante-Filho e Silveira, 2012). Espécies de aves que precisam de um micro-habitat específico podem desaparecer nos fragmentos onde ele deixou de existir e as espécies que periodicamente requerem diferentes micro-habitats presentes em diferentes fragmentos, podem ficar impossibilitadas de alcançá-los devido às barreiras provocadas pela fragmentação (Morante-Filho e Silveira, 2012).

Nas áreas urbanizadas, pequenos fragmentos isolados de vegetação são insuficientes à manutenção de diversas espécies de aves, sendo que algumas necessitam de ampla área florestada para manutenção de suas populações (Scherer *et al.*, 2012) tendendo por conseguinte, a conter apenas poucos indivíduos. Isso pode aumentar o declínio das populações, resultando na perda de biodiversidade, e comprometendo a sustentabilidade dos fragmentos (Viana, 1990 citado por Muller *et al.*, 2010).

Os fragmentos florestais podem variar não só em tamanho, como também no formato e grau de isolamento com outros remanescentes e áreas contínuas com o mesmo tipo de vegetação (Antunes, 2004). O tamanho e a forma de um fragmento estão intrinsecamente ligados à borda. Quanto menor o fragmento, mais alongado, ou irregular, mais fortemente os efeitos de borda podem se fazer sentir, pois diminui a proporção de borda em relação ao interior (Gimenes e Anjos, 2003; Périco *et al.*, 2005) o que significa maior prejuízo para as aves adaptadas ao interior da floresta. Em contrapartida, quanto mais circular e compactado for o formato do fragmento, maior será a área de interior em relação à borda, o que faz com que menor porção da floresta sofra os danos do efeito de borda (Gimenes e Anjos, 2003). A razão entre a borda e o interior impõe restrições à manutenção de populações de determinadas espécies, à medida que mexe com factores espaciais com forte impacto ecológico (Périco *et al.*, 2005).

Muitas aves adaptadas a ambientes mais abertos do que uma floresta, utilizam sua borda, mas não adentram ao seu interior. Entretanto, em pequenos fragmentos florestais com pequena área de interior em relação à borda, essas aves podem ocupar todo o fragmento (Gimenes e Anjos, 2003; Jacoboski *et al.*, 2014). Segundo Mullu (2016) um fragmento de habitat quadrado mantém uma proporção maior de habitat interior do que um fragmento rectangular de área igual, significando isso que mesmo que a Barreira de Maxaquene tivesse a mesma área que o PEM, devido ao seu formato, a Barreira de Maxaquene não teria condições de abrigar o mesmo número de espécies que o PEM.

Resultados diferentes dos deste estudo foram observados por van Rensburg (2002) em seu estudo sobre Padrões, processos e conservação da diversidade de aves na África Austral, onde observou que a riqueza de espécies de aves têm uma correlação positiva com a urbanização, facto que ele associou a possibilidade de as aves africanas serem capazes de resistir a modificações e perturbações consideráveis do habitat; a existência de heterogeneidade de habitat suficiente ao nível da escala usada em seu estudo para permitir a persistência de aves apesar das densidades populacionais humanas aparentemente elevadas; a transformação da paisagem ser demasiado recente para que tenha havido qualquer efeito; ou alguma combinação desses factores.

9.4. Guildas tróficas

A diferença no número de guildas tróficas registadas entre o PEM e a Barreira de Maxaquene mostra que há diferenças funcionais entre as duas áreas.

Foi observado que há domínio de espécies insectívoras seguidas de omnívoras tanto no PEM assim como na Barreira de Maxaquene, facto também observado em estudos de aves feitos em áreas urbanas (Scherer *et al.*, 2005; Telino-Júnior *et al.*, 2005; da Silva, 2006; Silva e Blamires, 2007; Torga *et al.*, 2007; Fuscaldi e Loures-Ribeiro, 2008; Machado e Forneck, 2009; Catian *et al.*, 2011; Morante-Filho e Silveira, 2012; Yamaguchi *et al.*, 2017; Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018). A explicação para esses resultados diverge entre os autores.

Para Martins *et al.* (2007) o maior número de insectívoras observado em seu estudo sobre guildas tróficas da avifauna na Lagoa Itatiaia (Mato Grosso do Sul), é justificado pela possível relação

com o facto de a Lagoa ser uma área antropizada, além de ter sofrido grandes modificações durante as obras de revitalização. Enquanto para Cavarzere *et al.* (2012) insectívoras e frugívoras são as categorias alimentares mais abundantes e com maior número de espécies em matas tropicais preservadas.

As aves insectívoras são consideradas negativamente afectadas pelo grau de urbanização, e existem inúmeros exemplos de baixa representação e selecção contra espécies desta guilda em várias cidades (Gutiérrez-Tapia *et al.*, 2018) visto que, são espécies mais susceptíveis às mudanças ambientais bruscas, devendo se mover para outras áreas à procura de insectos, quando estes se tornam escassos (Vieira *et al.*, 2013). Por outro lado, Scherer *et al.* (2010) argumentam que o facto de se ter observado um maior domínio de insectívoras e omnívoras pode ser devido às insectívoras possuírem disponibilidade de alimento o ano inteiro e as espécies omnívoras por utilizarem tácticas alimentares variadas e poderem utilizar o alimento de acordo com as condições oferecidas.

É esperada a alta frequência de ocorrência de omnívoras em fragmentos pequenos, pois a omnivoría tem efeito tampão contra flutuações na disponibilidade de alimento nestes ambientes, ao passo que a alta percentagem de espécies de aves insectívoras é padrão para a região tropical (Scherer *et al.*, 2010; Morante-Filho e Silveira, 2012; Jacoboski *et al.*, 2014).

Motta-Júnior (1990) citado por Jacoboski *et al.* (2014) relatou que em ambientes com altos índices de degradação ambiental há um número crescente de aves omnívoras e possivelmente, insectívoras menos especializadas, e diminuição de frugívoras e insectívoras mais especializadas e omnívoras de solo.

As aves carnívoras tiveram baixa representatividade na Barreira de Maxaquene (5.56%) e maior representatividade no PEM (16.47%). O facto de o PEM ter apresentado maior número de carnívoras, sugere que a área apresenta maior grau de preservação, pois estas espécies dependem de uma alimentação específica (Silva *et al.*, 2014). E espécies que necessitam de habitat e alimentação específicos são mais diversas e abundantes em ambientes bem preservados (Cavarzere *et al.*, 2009).

As aves carnívoras de grande porte podem ser prejudicadas pela necessidade de uma grande área para sobreviver e esta característica pode causar alterações na abundância de suas presas. Sendo

estas espécies as que estão entre as mais susceptíveis à fragmentação e, portanto, seriam mais vulneráveis à extinção local, são especializadas, têm baixa tolerância ao habitat matriz, baixa densidade e baixa taxa de sobrevivência anual (Jacoboski *et al.*, 2014).

Foram registadas espécies carnívoras como *Polyboroides typus*, *Ciconia ciconia*, *Bostrychia hagedash* e *Scotopelia peli* no PEM, tidas como espécies de grande porte reforçando a ideia de que o PEM apresenta melhores condições de habitat e possivelmente menor influência humana, visto que as espécies de aves maiores são mais sensíveis à presença de humanos e animais, possuindo uma maior distância para alerta e voo com a presença humana, ao contrário das aves menores, que são mais tolerantes permitindo uma maior aproximação (Scherer *et al.*, 2010).

As guildas insectívora/granívora e insectívora/herbívora apresentaram menor percentagem (1.18% cada) pois, como explica Catian *et al.* (2011), as modificações sazonais na dieta das aves não dependem apenas da oferta de alimento no ambiente, mas também de suas necessidades fisiológicas, como aquelas associadas aos ciclos de muda de penas e reprodução. E no caso das herbívoras existem pouquíssimas espécies, pelo facto de o voo ser uma actividade que acarreta um elevado gasto energético e as folhas ou capim fornecerem pouca energia, além de serem de digestão muito lenta (Bencke *et al.*, 2003).

As espécies frugívoras tenderiam a tornarem-se nómadas em função da abundância, conspicuidade e distribuição territorial e espacial dos frutos (Catian *et al.*, 2011) pois, são favorecidas por sua maior capacidade de deslocamento, podendo procurar alimentos em outros fragmentos desde que não estejam muito distantes (Vieira *et al.*, 2013). Isso pode justificar a maior percentagem de frugívoras observadas na Barreira de Maxaquene (13.89%) comparativamente ao PEM (7.06%), que por outro lado, se visto em termos de número absoluto, o PEM apresenta maior número de espécies (6) e a Barreira de Maxaquene menor (5). No caso de frugívoras de grande porte, necessitam de diferentes espécies vegetais frutificando em diferentes estações do ano, o que só ocorre em grandes florestas (Gimenes e Anjos, 2003; Jacoboski *et al.*, 2014).

9.5. Similaridade entre as áreas de estudo (PEM e Barreira de Maxaquene)

Alguns autores consideram a existência de similaridade a partir de 0.5 (correspondente a 50%) (Camargo, 1999). Nesse estudo foi observada uma similaridade de espécies de 36% entre o PEM e a Barreira de Maxaquene, resultado que corrobora com o que foi observado por Gatesire *et al.* (2014), que associaram o menor grau de semelhança entre os parques ecológicos Musanze e Buhanga (em Ruanda) à localização geográfica relativa dos dois locais, uma vez que a cidade de Musanze está quase a meio caminho entre as duas áreas protegidas. Esses autores atribuíram também esse resultado ao facto de a diversidade de micro-habitats dentro do Parque Ecológico Buhanga ser inferior à de Musanze, o que pode ser devido ao tamanho relativamente pequeno do parque ecológico Buhanga. E algumas espécies necessitam de florestas profundas e não habitam pequenos fragmentos de florestas (Crocì *et al.*, 2008).

Apesar da sua capacidade de voo, as distâncias percorridas diferem para cada espécie de aves, visto que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 metros (Awade e Metzger, 2008 citados por Périco *et al.*, 2011), facto que pode limitar o fluxo de espécies.

No caso do presente estudo, o tamanho relativamente pequeno da Barreira de Maxaquene em comparação ao PEM e sua menor proporção de área em relação a borda, podem ser alguns dos factores que contribuíram para essa baixa similaridade observada.

Resultado diferente do observado nesse estudo foi obtido por Morante-Filho e Silveira (2012) em um estudo feito em São Paulo, Brasil, no qual argumentam que a alta similaridade de espécies da área urbana e fragmentos florestais pode ser um indicativo do impacto causado pela acção antrópica nos remanescentes florestais e conseqüentemente pela homogeneização da comunidade de aves na área de estudo. E acrescentam que a urbanização pode aumentar a similaridade e modificar a composição das comunidades biológicas através da diminuição do número de espécies características de ambientes nativos (como por exemplo, aves dependentes de ambientes florestados) e aumento de espécies sinantrópicas. Por outro lado, os autores alegam que a proximidade e conectividade dos ambientes podem ter contribuído para a similaridade por eles observada na composição de espécies de aves.

9.6. Teste à teoria de estresse ambiental através do número de espécies especialistas

A redução no número de espécies especialistas de 36 no PEM para 14 na Barreira de Maxaquene observada neste estudo, pode ser explicada pelo facto de espécies especialistas serem mais diversas e abundantes em ambientes bem preservados (Cavarzere *et al.*, 2009) e beneficiarem-se de ambientes que são relativamente homogéneos (no espaço e / ou no tempo). É provável que as espécies especialistas sejam afectadas directamente pela degradação da paisagem (Devictor *et al.*, 2008), devido ao seu grau de sensibilidade às perturbações ambientais, muitas vezes sendo as primeiras espécies a serem extintas em processos de fragmentação florestal (Morante-filho e Silveira, 2012).

A redução do número de especialistas pode ser considerada o reflexo do estresse que o aumento do nível de pressão urbana acarreta a este grupo, podendo assim, a urbanização ser considerada como um filtro de espécies de aves com base nas suas características de dieta (Crocì *et al.*, 2008).

Autores como Beaugeard *et al.* (2018); Rech *et al.* (2022) tiveram resultados positivos para a teoria de estresse ambiental em suas espécies de interesse. Todos esses autores afirmam que o estresse aumentou com o aumento do gradiente de urbanização, comprovando assim que a urbanização actua como estresse ambiental.

Segundo o modelo de estresse ambiental, as comunidades podem ser ordenadas de acordo com os gradientes de estresse, onde os ambientes mais austeros (ou seja, aqueles que têm as condições físicas mais adversas) terão comunidades simples cuja estrutura é determinada directamente por estresse severo. O aumento da moderação nas condições ambientais leva ao aumento da abundância, à estrutura trófica mais complexa e ao aumento da influência das interacções das espécies na estrutura (Menge *et al.*, 2002).

10. Conclusão

Os resultados obtidos neste estudo permitem concluir que:

- Há mudança na cobertura de terra, sendo que a Barreira de Maxaquene registou uma redução da cobertura vegetal e aumento da área construída ao longo dos anos e o inverso foi observado no PEM;
- Há diferenças na riqueza de espécies de aves entre o PEM e a Barreira de Maxaquene mesmo que as áreas estudadas estejam num meio urbano;
- Há diferenças nas guildas tróficas, sendo que 8 ocorrem no PEM, nomeadamente: Carnívora, Frugívora, Granívora, Insectívora, Insectíva/Granívora, Insectívora/Herbívora, Nectarívora e Omnívora, e destas, 6 ocorrem na Barreira de Maxaquene, com a exceção da Insectíva/Granívora e Insectívora/Herbívora, porém para ambas áreas a guilda insectívora é a mais abundante, seguida pela omnívora;
- Não há similaridade de habitats entre o PEM e a Barreira de Maxaquene;
- À medida que o nível de urbanização aumenta, o número de espécies especialistas diminui.

Com base nesses resultados pode se afirmar que a urbanização age como um factor de estresse ambiental e à medida que o nível de estresse aumenta, a riqueza de espécies, número de guildas e número de espécies especialistas diminuem.

11. Limitações

- A impossibilidade de fazer réplicas dos pontos na Barreira de Maxaquene devido à configuração da área;
- A inacessibilidade de alguns lugares do Parque Ecológico de Malhazine devido à presença de minas terrestres.

12. Recomendações

- Recomenda-se que seja usado um método em que se leve em consideração o número de indivíduos, para uma melhor resposta, visto que os dados de presença/ausência de espécies podem não reflectir a real riqueza do habitat;
- Recomenda-se que se façam estudos sobre as aves nas mesmas áreas do presente estudo, para que sejam comparados com os resultados obtidos neste estudo;
- Recomenda-se que estudos futuros sobre a mesma temática incluam mais de duas áreas de amostragem, para que se possa confirmar se a tendência à diminuição da riqueza de espécies com o aumento do nível de urbanização irá persistir;
- Aos gestores das áreas estudadas recomenda-se o desenho de estratégias de manejo direccionadas, em prol da conservação da riqueza faunística que estas áreas albergam.

13. Referências Bibliográficas

1. Adam, Y., J. Machele e O. Saranga (2014). Human Settings in Maputo Bay. In: Bandeira, S. e Paula, J. (eds.). *The Maputo Bay Ecosystem*. pp. 67-86. WIOMSA. Zanzibar Town.
2. Andrade, V.A. A. e Piratelli (2001). Guildas Tróficas em Aves de Sub-bosque na Região Norte Fluminense. *Anais da XI Jornada de Iniciação Científica da UFRRJ*, 11: 217-220.
3. Anthal, A., & Sahi, D. N. (2017). Feeding Guild Structure of Wetland Birds of Jammu (J&K), India. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 6 (3): 1747-1753.
4. Antunes, A. Z. (2005). Alterações na Composição da Comunidade de Aves ao longo do Tempo em um Fragmento Florestal no Sudeste do Brasil. *Ararajuba*, 13 (1): 47-61.
5. Araújo, N.A., E.E.S. Mota, A.A. Ferreira e H.F. da Cunha (2016). Padrão de Distribuição Espacial e Temporal da Comunidade de Aves e da Fauna de Solo em Campo Rupestre do Parque Estadual da Serra Dourada, Goiás. *Ornithologia*, 9 (2): 98-109.
6. Bandeira, S. & Paula, J. (eds.). (2014). *The Maputo Bay Ecosystem*. 427pp. WIOMSA. Zanzibar Town.
7. Beauguard, E., F. Brischoux, P. Y. Henry, C. Parenteau, C. Trouvé e F. Angelier (2019). Does Urbanization cause Stress in Wild Birds during Development? Insights from Feather Corticosterone Levels in Juvenile House Sparrows (*Passer domesticus*). *Ecology and Evolution*, 9: 640-652.
8. Bellanthudawa, B.K.A., N.M.S. Nawalage, S. Subanky, P.A.B. Panagoda, H.W.G. Weerasinghe, L.K.D. Tharaka, H.M.A. Handapangoda, H.K.A. Silva, D.M.S. Dissanayake, e M.S.J. Abeywickrama (2019). Composition and Diversity Variation of Avifauna, along Different Vegetative Habitat Types in a Human-Modified Area, University of Kelaniya, Sri Lanka. *International Journal of Zoology*, (2): 1- 16.
9. Bencke, G.A., R.A. Dias, C. Fontana, G. Mauricio e J.K. Mahler (2003). *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção do Rio Grande do Sul*. 230pp. Rio Grande do Sul.
10. Bibby, C., M. Jones e S. Marsden (2000). *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. 2nd ed., 139pp. London, Cambridge Press.
11. Billah, M.M., M.M. Rahman, J. Abedin e H. Akter (2021). Land Cover Change and its Impact on Human-Elephant Conflict: a Case from Fashiakhali Forest Reserve in Bangladesh. *SN Applied Sciences*, 3: 649-665.

12. Bradley C.A. e S. Altizer (2007). Urbanization and the Ecology of Wildlife Diseases. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22 (2): 95-102.
13. Cairns, J. J. (2013). Stress, Environmental. *Encyclopedia of Biodiversity*, 2 (7): 39-44.
14. Camargo, A.J.A. (1999). Estudo Comparativo sobre a Composição e Diversidade de Lepdopteros Nocturnos em Cinco Áreas da Região de Cerrados. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16 (2): 369 – 380.
15. Catian, G., W. D. Fernandes e R. Aranda (2011). Estrutura Trófica de Aves Diurnas no Campus da Universidade Federal da Grande Dourados, MS. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19 (3): 439-446.
16. Cavarzere, V., G.P. Moraes e R.J. Donatelli (2009). Diversidade de Aves em uma Mata Estacional da Região Centro-Oeste de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 7 (4): 364-367.
17. Cavarzere, V., R.S. Marcondes, G.P. Moraes e R.J. Donatelli (2012). Comparação Quantitativa da Comunidade de Aves de um Fragmento de Floresta Semidecidual do Interior do Estado de São Paulo em Intervalo de 30 Anos. *Iheringia, Série Zoologia*, 102 (4): 384-393.
18. Conselho Municipal De Maputo (CMM) e Administração Nacional Das Áreas De Conservação (ANC) (2017). *Plano de Maneio da Reserva Biológica do Parque Ecológico de Malhazine 2018 – 2027*. 76pp. Moçambique, Maputo.
19. Croci, S., A. Butet e P. Clergeau (2008). Does Urbanization Filter Birds on the Basis of their Biological Traits? *The Condor*, 110 (2): 223-240.
20. da Silva, R.R.V. (2006). Estrutura de uma Comunidade de Aves em Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 14 (1): 27-36.
21. Dário, F.R. (2008). Estrutura trófica da Avifauna em Fragmentos Florestais na Amazônia Oriental. *ConScientiae Saúde*, 7 (2): 169-179.
22. Dário, F.R. (2012). Avifauna em Fragmento Florestal localizado na Região Metropolitana de São Paulo. *Atualidades Ornitológicas*, 168: 33-41.
23. Dário, F.R., M.C. De Vincenzo e A.F. de Almeida (2002). Avifauna em Fragmentos da Mata Atlântica. *Ciência Rural*, 32 (6): 989-996.
24. de Ronde C., W.S.W. Trollope, C.L. Parr, B. Brockett, e C.J. Geldenhuys (2004). Fire Effects on Flora and Fauna. In: Goldammer, J.G. e de Ronde, C. *Wildland Fire Management*

- Handbook for Sub-Sahara Africa*. pp 60-87. A publication of the Global Fire Monitoring Center (GFMC).
25. Devictor, V., R. Julliard e F. Jiguet (2008). Distribution of Specialist and Generalist Species Along Spatial Gradients of Habitat Disturbance and Fragmentation. *Oikos*, 117: 507-514.
 26. Donatelli, R.J., C.D. Ferreira, A.C. Dalbeto e S.R. Posso (2007). Análise Comparativa da Assembleia de Aves em dois Remanescentes Florestais no Interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (2): 362-375.
 27. Donatelli, R.J., T.V.V. da Costa e C.D. Ferreira (2004). Dinâmica da Avifauna em Fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21 (1): 97-114.
 28. dos Santos, J.C.G. e F.R. Treco (2019). Estrutura Trófica e Composição das Aves presentes na Comunidade Novo Guaporé, Novo Horizonte – SC. *Atualidades Ornitológicas*, 209: 57-66.
 29. Filloy, J., G.A. Zurita e M.I. Bellocq (2018). Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems*, 22: 213-227.
 30. Forcato, A., M.M. Shiozawab, D.P. Saridakisc e H.C. Tozato (2011). Avifauna da Universidade Norte do Paraná, Campus Arapongas, PR, Brasil. *UNOPAR Científica Ciências Biológicas e da Saúde*, 13 (3): 157-62.
 31. Fravretto, M.A. (2015). Estrutura da Avifauna em Fragmento Florestal no Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 10 (3): 132-142.
 32. Fuscaldi, R.G. e Loures-Ribeiro, A. (2008). A avifauna de uma Área Urbana do Município de Ipatinga, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas*, 21 (3): 125-133.
 33. Fusco J., E. Walker, J. Papaix, M. Debolini, A. Bondeau e J.Y. Barnagaud (2021). Land Use Changes Threaten Bird Taxonomic and Functional Diversity Across the Mediterranean Basin: A Spatial Analysis to Prioritize Monitoring for Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 612356.
 34. Gatesire, T., D. Nsabimana, A. Nyiramana, J.L. Seburanga e M.O. Mirville (2014). Bird Diversity and Distribution in relation to Urban Landscape Types in Northern Rwanda. *The Scientific World Journal*, (1): 1-12.
 35. Gimenes, M.R. e L. Anjos (2003). Efeitos da Fragmentação Florestal sobre as Comunidades de Aves. *Acta Scientiarum*, 25 (2): 391-402.

36. Gutiérrez-Tapia, P., M. I. Azócar e S. A. Castro (2018). A Citizen-based Platform reveals the Distribution of Functional Groups inside a Large City from the Southern Hemisphere: e-Bird and the Urban Birds of Santiago (Central Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 91 (3): 1-16.
37. Hašič I. e A. Mackie (2018). "*Land Cover Change and Conversions: Methodology and Results for OECD and G20 Countries*". 60pp. Paris, OECD Green Growth Papers, OECD Publishing.
38. Helm, A., I. Hanski e M. Pärtel (2006). Slow Response of Plant Species Richness to Habitat Loss and Fragmentation. *Ecology Letters*, 9: 72-77.
39. Hogueana, A.M. (2007). Perfil Diagnóstico da Zona Costeira de Moçambique. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 7 (1): 69-82.
40. IUCN (2025). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-2. [<https://www.iucnredlist.org>]. consultado aos 07 de Fevereiro de 2025.
41. Jacoboski, L.I. (2017). Aves, Perda de Habitat e Atributos Funcionais: Qual a Importância da Diversidade Funcional? *Interações Ecológicas e Biodiversidade*, 2: 115-126.
42. Jacoboski, L.I., E.F. dos Santos e N.P. Ramos (2014). Estrutura Trófica da Avifauna do Mato do Silva, Fragmento de Floresta Estacional Decidual, Chiapetta, Rio Grande do Sul. *Revista de Biologia*, 12 (2): 22-28.
43. Kim, J., J. Chae e T.-H. Koo (2007). Variation in Bird Diversity in Relation to Habitat Size in the Urban Landscape of Seoul, South Korea. *Acta Ornithologica*, 42 (1): 39-44.
44. Krebs, J.R. (1999). *Ecological Methodology*. 2nd ed., 317pp. England, Young Publishers.
45. Krukuti, M. e D. Bhatt (2016). Bird Species Composition and Feeding Guild Structure in Suburban Habitat of Lower Shivalik Himalayas, Uttarakhand, India. *International Journal of Advanced Technology in Engineering and Science*, 4 (6): 313-325.
46. Kuchay, S. A. e T.V. Ramachandra (2016). Land Use Land Cover Change Analysis of Uttara Kannada. *Imperial Journal of Interdisciplinary Research (IJIR)*, 2 (4): 2454-1362.
47. Lage, J. (2018). Influências no Processo de Formação do Tecido Urbano nos Bairros Pericentrais de Maputo: o Caso de Chamanculo C, Maxaquene A e Polana Caniço A. *Revista de Morfologia Urbana*, 6 (2): 105-118.

48. Lee, A.T.K., U. Ottosson, C. Jackson, S. Shema e C. Reynolds (2021). Urban Areas have Lower Species Richness, but maintain Functional Diversity: insights from the African Bird Atlas Project. *Ostrich*, 92 (1): 1-15.
49. Lin, M., T. Lin, L. Jones, X. Liu, L. Xing, J. S. J. Zhang, H. Ye, Y. Liu, G. Zhang, e X. Lu (2021). Quantitatively Assessing Ecological Stress of Urbanization on Natural Ecosystems by Using a Landscape-Adjacency Index. *Remote Sens*, 13: 1352-1367.
50. Lira Filho, J.A. e M.A. Medeiros (2006). Impactos Adversos na Avifauna causados pelas Atividades de Arborização Urbana. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, 6 (2): 1-16.
51. Machado, D.B. e E.D. Forneck (2009). Inventário e Estrutura Trófica da Avifauna de um Fragmento Natural Urbano em Cachoeirinha, Rio Grande do Sul, Brasil. *X Salão de Iniciação Científica PUCRS*, 222-224.
52. Maragliano, R.E., L.J. Marti, L.M. Ibañez, D. Montalti (2009). Comunidades de Aves Urbanas de Lavallol, Buenos Aires, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, 53 (1-2): 108-114.
53. Martins, M., E.A.C. Anjos-aquino e L.B. Albuquerque (2007). Guildas tróficas da avifauna na Lagoa Itatiaia, Campo Grande, MS. *Multitemas*, 35: 93-111.
54. Menge, B.A., A.M. Olson e E.P. Dahlhoff (2002). Environmental Stress, Bottom-up Effects, and Community Dynamics: Integrating Molecular-Physiological and Ecological Approaches. *Integrative and Comparative Biology*, 42: 892-908.
55. MICOA - Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (2007). *Plano de Acção para A Prevenção e Controlo da Erosão de Solos 2008-2018*. 58pp. Moçambique.
56. MICOA - Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (2014). *Quinto Relatório Nacional*. 156pp. Moçambique, Maputo.
57. MITADER (2018). *Desflorestamento em Moçambique (2003 - 2016)*. 42pp. Maputo.
58. Modena E.S., M. Rodrigues e A.L.T. Souza (2013). Trophic Structure and Composition of an Understory Bird Community in a Succession Gradient of Brazilian Atlantic Forest. *Ornithologia*, 61: 78-88.
59. Morante-Filho, J.C. e R.V. Silveira (2012). Composição e estrutura trófica da comunidade de aves de uma área antropizada no oeste do estado de São Paulo. *Atualidades Ornitológicas*, 167: 33-40.
60. Mukhopadhyay, S e S. Mazumdar (2017). Composition, Diversity and Foraging Guilds of Avifauna in a Suburban Area of Southern West Bengal, India. *The Ring*, 39: 103-120.

61. Muller, A., F.A. Bataghin, e S.C. Santos (2010). Efeito de Borda sobre a Comunidade Arbórea em um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *Perspectiva Erechim*, 34 (125): 29-39.
62. Mulu, D. (2016). A Review on the Effect of Habitat Fragmentation on Ecosystem. *Journal of Natural Sciences Research*, 6 (15): 1-16.
63. Neate-Clegg, M.H.C., B.A. Tonelli, C. Youngflesh, J.X. Wu, G.A. Montgomery, Ç.H. Şekercioğlu, e M.W. Tingley (2023). Traits Shaping Urban Tolerance in Birds differ around the World. *Current Biology*, 33: 1677-1688.
64. Olabamiyo, O.E. e A.I. Akinpelu (2015). Avian Diversity and Feeding Guilds within Lekki Conservation Centre, Lagos State, Nigeria. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, 6 (10): 724-729.
65. Paetzold, V. e E. Querol (2008). Avifauna Urbana do Município de Uruguaiana, RS, Brasil (Resultados Parciais). *Biodiversidade Pampeana*, 6 (1): 40-45.
66. Parker, V. (1999). *The Atlas of the Birds of Sul do Save, Southern Mozambique*. 304pp. Cape Town and Johannesburg, Avian Demography Unit and Endangered Wildlife Trust.
67. Pereira, A.C. e J.C.V. Serra (2012). Dispositivos e Equipamentos de Monitoramento de Herpetofauna, Mastofauna e Avifauna utilizados em Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) no Estado do Tocantins. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, 9 (3): 249-263.
68. Périco, E., G. Cemin, D.F.B. de Lima e C. Rempel (2005). Efeitos da Fragmentação de Hábitats sobre Comunidades Animais: Utilização de Sistemas de Informação Geográfica e de Métricas de Paisagem para Seleção de Áreas Adequadas a Testes. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 2339-2346.
69. Peris, S. e T. Montelongo (2014). Birds and Small Urban Parks: a Study in a High Plateau City. *Turkish Journal of Zoology*, 38: 316-325.
70. Pimentel, J. (2012). *Os espaços abertos públicos da cidade de Maputo*. 86pp. Maputo.
71. Port, D. e F. Fisch (2013). Aves da Reserva Biológica Municipal Moreno Fortes, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia*, 5 (2): 92-107.
72. Rech, F., N. Narimanov, T. Bauer & J. Schirmel (2022). Urbanization increases Fluctuating Asymmetry and Affects Behavioral Traits of a Common Grasshopper. *Ecology and Evolution*, 12: 9958-9967.

73. Scherer, A., S.B. Scherer, L. Bugoni, L.V. Mohr, M.A. Efe e S.M. Hartz (2005). Estrutura Trófica da Avifauna em oito Parques da Cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia*, 1 (1): 25-32.
74. Scherer, J.F., A.L. Scherer e M.V. Petry (2010). Estrutura Trófica e Ocupação de Habitat da Avifauna de um Parque Urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 23 (1): 169-180.
75. Scherer, J.F., J.F.M. Scherer e M.V. Petry (2012). Distribuição e estrutura trófica de aves em gradiente industrial petroquímico, no Sul do Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 7 (3): 162-170.
76. Schreiber, E.R. e W. Whitworth (1998). Land Condition Trend Analysis Avian Database: Ecological Guild-based Summaries. *Environmental Science*.
77. Seress, G. e A. Liker (2015). Habitat Urbanization and its Effects on Birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 16 (4): 373-408.
78. Sharma, N. e M. Kichloo (2015). Avian Habitat-use and Dietary Guilds in Different Forest Communities of Baderwah, Jammu and Kashmir, India. *International Journal of Recent Scientific Research*, 6 (7): 5145-5149.
79. Shi, G., N. Jiang e L. Yao (2018). Land Use and Cover Change during the Rapid Economic Growth Period from 1990 to 2010: A Case Study of Shanghai. *Sustainability*, 10 (2): 426-440.
80. Shimano, Y., F.F. Salles, L.R.R. Faria, H.S.R. Cabette e D.S. Nogueira (2012). Distribuição Espacial das Guildas Tróficas e Estruturação da Comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em Córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. *Lheringia, Série Zoologia*, 102 (2): 187-196.
81. Shochat, E., S. Lerman e E. Fernández-Juricic (2010). Birds in Urban Ecosystems: Population Dynamics, Community Structure, Biodiversity, and Conservation. *Urban Ecosystem Ecology*, 55: 75-86.
82. Silva, E.F., R.H. Naiff, F.D.B. Barata, L.S. Santos Júnior, P.F. França e C.E.C. Campos (2014). Abundância Sazonal de *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789) (Aves, Phalacrocoracidae) na Porção Norte da Bacia Amazônica, Macapá, Amapá, Brasil. *Biota Amazônica*, 4 (2): 64-67.
83. Silva, F.D.S. e D. Blamires (2007). Avifauna Urbana no Lago Pôr do Sol, Iporá, Goiás, Brasil. *Lundiana*, 8 (1): 17-26.

84. Sinclair, I. e P. Ryan. (2009). *Complete Photographic Field Guide-Birds of Southern Africa*. 432pp. Cape Town, Struik Nature.
85. Sinclair, I., P. Hockey, W. Tarboton e P. Ryan (2011). *Birds of Southern Africa*. 4th ed., 464pp. South Africa. Struik Nature.
86. Steudel, B., A. Hector, T. Fried, C. Löffke, M. Lorenz, M. Wesche & M. Kessler (2012). Biodiversity effects on Ecosystem Functioning Change along Environmental Stress Gradients. *Ecology Letters*. 15 (12): 1397-1405.
87. Sulemana, A., K.A. Monney e J.P. Deikumah (2022). Variations in Avian Species and Functional Diversity in Different Habitat Types in a Vulnerable Savannah Ecosystem in Ghana. *International Journal of Ecology*, 1: 1-16.
88. Telino-Júnior, W.R., M.M. Dias, S.M. de Azevedo Júnior, R.M. de Lyra-Neves e M.E.L. de Larrazábal (2005). Estrutura Trófica da Avifauna na Reserva Estadual de Gurjáú, Zona da Mata Sul, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (4): 962-973.
89. Tessfa, E., D. Ejigu, G. Degife e N. Tassie (2020). Diversity, Relative Abundance, and Habitat Association of Avian Species in Tara Gedam Monastery Forest and Adjacent Habitats, Northwestern Ethiopia. *Ethiopian Journal of Science & Technology*., 13 (1): 65-80.
90. Texeira, F.Z. e A. Kindel (2012). Atropelamentos de Animais Silvestres na Rota do Sol: Como Minimizar esse Conflito e Salvar Vidas? In: Printes, R.C. (Org.). *Gestão Ambiental e Negociação de Conflitos em Unidades de Conservação do Nordeste do Rio Grande do Sul*. pp. 165. CORAG. Porto Alegre.
91. Torga, K., Alexandre Gabriel Franchin e O. Marçal Júnior (2007). A avifauna em uma Secção da Área Urbana de Uberlândia, MG. *Biotemas*, 20 (1): 7-17.
92. Valls, F.C.L., L.C. Rossi, M.F.B. dos Santos e M.V. Petry (2016). Análise Comparativa da Comunidade de Aves em Áreas de Mata Atlântica no Sul do Brasil. *Oecologia Australis*, 20 (4): 477-491.
93. van Rensburg, B.J. (2002). *Avian Diversity in Southern Africa: Patterns, Processes and Conservation*. Ph. D. Thesis. 144pp. Pretoria, University of Pretoria.
94. Viana, V.M. e L.A. Pinheiro (1998). Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais. *Série Técnica IPEF*, 12 (32): 25-42.

95. Vieira, F.M., K.N. Purificação, L. Castilho e M.C. Pascotto (2013). Estrutura Trófica da Avifauna de quatro Fitofisionomias de Cerrado no Parque Estadual da Serra Azul. *Ornithologia*, 5 (2):43-57.
96. Villanueva R.E.V. e M. da Silva (1996). Organização Trófica da Avifauna do Campus da Universidade Federal de Santa Carolina (UFSC), Florianópolis, SC. *Biotemas*, 9 (2): 57-69.
97. Yamaguchi, P.Y., W.S. Smith e L.B. Regalado (2017). Distribuição e Composição da Avifauna em Diferentes Fragmentos no Município de Araçoiaba da Serra, SP, Brasil. *Journal of Health Sciences Institute*, 35 (2): 697-4.
98. Zwerschke, N., M. Bollen, M. Molis e R. A. Scrosati (2013). An Environmental Stress Model Correctly Predicts Unimodal Trends in overall Species Richness and Diversity along Intertidal Elevation Gradients. *Helgoland Marine Research*, 67: 663-674.

14. Anexos:

Anexo 1

Tabela 1. Espécies que ocorrem no Parque Ecológico de Malhazine e na Barreira de Maxaquene.

Espécies	PEM	Barreira	Guilda trófica	Especialidade	Estado de Conservação
<i>Accipiter tachiro</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Acridotheres tristis</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Amblyospiza albifrons</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Andropadus importunus</i>	1	1	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Apalis flavida</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Apalis ruddi</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Apus affinis</i>	0	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Ardea alba</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Batis molitor</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Bostrychia hagedash</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Calamonastes stierlingi</i>	0	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Camaroptera brachyura</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Campephaga flaga</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Caprimulgus fossii</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Cecropis abyssinica</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Centropus burchellii</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Cercotrichas leucophrys</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Chalcomitra amethystina</i>	1	1	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Chalcomitra senegalensis</i>	1	0	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Chlorocichla flaviventris</i>	1	0	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Chlorophoneus sulfureopectus</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Chrisococcyx klaas</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Ciconia ciconia</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Cinnyris bifasciatus</i>	1	1	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Cinnyris nectarinoides</i>	1	0	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Cinnyris talatala</i>	1	1	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Circaetus cinerascens</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Circaetus gallicus</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Cisticola chiniana</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Colius striatus</i>	1	1	Frugívora	Especialista	Não preocupante

<i>Coracias caudatus</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Corvus albus</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Corvus splendens</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Cossypha heuglini</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Cossypha natalensis</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Crithagra mozambica</i>	1	0	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Cypsiurus parvus</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Dendroperdix sephaena</i>	1	0	Insectívora/Herbívora	Generalista	Não preocupante
<i>Dessonornis humeralis</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Dicrurus adsimilis</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Dicrurus ludwigii</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Dryoscopus cubla</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Estrilda astrild</i>	1	0	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Fraseria caerulescens</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Gallirex porphyreolophus</i>	1	0	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Halcyon albiventris</i>	1	1	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Halcyon chelicuti</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Hedydipna collaris</i>	1	0	Nectarívora	Especialista	Não preocupante
<i>Hypargos niveoguttatus</i>	1	0	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Indicator indicator</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Ispidina picta</i>	0	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Lagonosticta rhodopareia</i>	1	0	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Laniarius ferrugineus</i>	1	1	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Laniarius major</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Lophoceros alboterminatus</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Lybius torquatus</i>	1	1	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Malaconotus blanchoti</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Megabyas flammulatus</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Melaenornis pammelaina</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Merops pusillus</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Muscicapa adusta</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Onychognathus morio</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Otus senegalensis</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Passer domesticus</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Phyllastrephus terrestres</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Ploceus intermedius</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Ploceus oculares</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante

<i>Pogonolius atroflavus</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Polyboroides typus</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Prinia subflava</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Pycnonotus tricolor</i>	1	1	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Scotopelia peli</i>	1	0	Carnívora	Especialista	Não preocupante
<i>Spermestes cucullata</i>	1	1	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Spilopelia senegalensis</i>	1	1	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Streptopelia semitorquata</i>	1	1	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Sylvietta rufescens</i>	1	0	Insectívora/Granívora	Generalista	Não preocupante
<i>Tchagra senegalus</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Telophorus viridis</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Terpsiphone viridis</i>	1	1	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Tockus leucomelas</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Trachyphonus vaillantii</i>	1	0	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Turdus libonyana</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Turtur chalcospilos</i>	1	0	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Tychaedon quadrivirgata</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Tychaedon signata</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante
<i>Upupa africana</i>	1	1	Omnívora	Generalista	Não preocupante
<i>Uraeginthus angolenses</i>	1	1	Granívora	Especialista	Não preocupante
<i>Urocolius indicus</i>	0	1	Frugívora	Especialista	Não preocupante
<i>Zosterops senegalensis</i>	1	0	Insectívora	Generalista	Não preocupante

Anexo 2

Resultados estatísticos

Tabela 1: Comparação da riqueza de espécies entre o PEM e a Barreira de Maxaquene.

Mann-Whitney U Test (Testes_estatisticos.sta)									
By variable Área de estudo									
Marked tests are significant at p <.05000									
Variable	Rank Sum – PEM	Rank Sum – Barreira	U	Z	p-level	Z - adjusted	p-level	Valid N – PEM	Valid N - Barreira
Riqueza	16490.50	2230.500	1054.500	7.230801	0.000000	7.2578654	0.000000	145	48

Tabela 2: Comparação das guildas tróficas.

Kruskal-Wallis ANOVA by Ranks; Nr de espécies (Spreadsheet1) Independent (grouping) variable: Guildas Kruskal-Wallis test: $H(13, N=361) = 34.76225$ $p = .0009$			
	Code	Valid - N	Sum of - Ranks
PEM_Carnivora	101	34	6284.00
Barreira_Carnivora	102	6	841.00
PEM_Frugivora	103	23	6155.50
Barreira_Frugivora	104	22	4353.00
PEM_Granivora	105	26	5046.50
Barreira_Granivora	106	16	2470.00
PEM_Insectivora	107	93	17810.00
Barreira_Insectivora	108	31	4000.50
PEM_Insectivora/Granivora	109	3	333.00
PEM_Insectivora/Herbivora	110	5	926.50
PEM_Nectarivora	111	22	4030.50
Barreira_Nectarivora	112	9	1206.00
PEM_Omnivora	113	45	7609.00
Barreira_Omnivora	114	26	4275.50

Tabela 3: Comparação dos habitats das áreas.

Kruskal-Wallis ANOVA by Ranks; Nr de espécies (Spreadsheet1) Independent (grouping) variable: Habitats Kruskal-Wallis test: $H(10, N=193) = 65.39202$ $p = .0000$			
	Code	Valid - N	Sum of - Ranks
PEM_Floresta	101	53	5989.500
PEM_Vegetação mista	102	5	840.500
PEM_Áreas habitacionais	103	7	658.500
PEM_Mata aberta	104	59	6667.000
PEM_Mata fechada	105	21	2335.000
Barreira_Arbustos deciduous	106	21	1201.500
Barreira_Mata secundarizada	107	4	355.000
Barreira_Floresta fechada	108	6	155.500
Barreira_Floresta aberta	109	6	141.000
Barreira_Áreas habitacionais	110	5	286.000
Barreira_Mata aberta	111	6	91.500

Tabela 4: Comparação do número de espécies especialistas em função do nível de urbanização.

Mann-Whitney U Test (Spreadsheet9) By variable Nível de urbanização Marked tests are significant at p <.05000									
	Rank Sum – Alto	Rank Sum – Baixo	U	Z	p-level	Z - adjusted	p-level	Valid N - Alto	Valid N – Baixo
Nr de sps especialistas	3837.000	10024.00	2406.000	-2.03846	0.041505	-2.09510	0.036163	53	113