



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

**Fatores ambientais atuando em distintas escalas espaciais afetam a predação
de ninhos artificiais de aves em sistemas agroflorestais de cacau**

Elimardo Cavalcante Bandeira

**Ilhéus - Bahia
Maio – 2024**

ELIMARDO CAVALCANTE BANDEIRA

Fatores ambientais atuando em distintas escalas espaciais afetam a predação de ninhos artificiais de aves em sistemas agroflorestais de cacau

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de Concentração: Ecologia de comunidades.

Orientador: Dr. José Carlos Morante Filho

**Ilhéus - Bahia
Maio - 2024**

B214 Bandeira, Elimardo Cavalcante.
Fatores ambientais atuando em distintas escalas espaciais afetam a predação de ninhos artificiais de aves em sistemas agroflorestais de cacau / Elimardo Cavalcante Bandeira. – Ilhéus, BA: UESC, 2024.
79 f. : il.

Orientador: José Carlos Morante Filho.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.
Inclui referências e apêndices.

1. Ecologia. 2. Mata Atlântica. 3. Aves – Proteção.
4. Habitat (Ecologia). 5. Paisagens fragmentadas.
I. Título.

CDD 577

ELIMARDO CAVALCANTE BANDEIRA

Fatores ambientais atuando em distintas escalas espaciais afetam a predação de ninhos artificiais de aves em sistemas agroflorestais de cacau

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Comissão avaliadora:

Dr. José Carlos Morante Filho

Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC (Orientador)

Dra. Cintia Cornelius Frische

Universidade Federal do Amazonas – UFAM

Dr. Leonardo Esteves Lopes

Universidade Federal de Viçosa – UFV

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB) e ao Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação (LEAC) por todo o suporte e recursos necessários para conduzir esta pesquisa.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Interdisciplinares e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução (INCT IN-TREE) pelo financiamento do projeto "Eco-nomia das Cabucas", o qual proporcionou os recursos necessários para a realização desta pesquisa.

Aos professores do PPG de Ecologia e Conservação pelos valiosos ensinamentos, pelas caronas e pelas conversas descontraídas na cantina do LEAC. Também quero agradecer às secretárias, Amáville e Mayra, por sua disposição e pronta ajuda com os trâmites burocráticos da Pós.

Aos proprietários e funcionários das cabucas que visitei por permitirem a amostragem e por nos receberem tão bem.

Aos motoristas da UESC por me conduzirem em segurança pelas estradas sinuosas até algumas propriedades, especialmente as do município de Una.

Gostaria de expressar minha profunda gratidão ao pessoal que me acompanhou em campo; Andres Sarmiento, Gabriela Ferreira, José Víctor Ferreira, Maria Ventorin, Martín López. Eles não apenas tornaram meus dias mais alegres, mas também se disponibilizaram a procurar fibra de coco e ovos de codorna nos dias mais aleatórios possíveis rsrs. Agradeço também por me apresentarem a exuberância das paisagens do sul da Bahia e a hospitalidade de seu povo.

À Laura Torezan pela valiosa ajuda nos ajustes do mapeamento e ao Martín López pela disponibilização dos dados da estrutura da vegetação e pelo auxílio no cálculo das métricas de paisagem.

Ao meu orientador Dr. José Carlos Morante Filho, pela paciência (imagino que precisou de muita rsrs), por todo o tempo gasto comigo, pelos direcionamentos e ensinamentos, e sobretudo, pela amizade. Sinto muito orgulho do tanto que evoluí como pesquisador ao longo do meu mestrado e,

sem dúvida, você é um dos grandes responsáveis por isso. Obrigado! Aproveito também para agradecer à sua esposa e docente do PPGECEB, a Dra. Maira Benchimol, por compartilhar suas experiências de vida e pelo apoio emocional em alguns momentos complicados ao longo dessa jornada.

A todos os amigos que fiz na Bahia, que tornaram meu mestrado uma experiência mais acolhedora. Agradeço pelas saídas ao acarajé popular, pelos forrós em algumas quintas aleatórias, pelas cervejas e conversas jogadas fora na varanda lá de casa, pelas pizzas caseiras e comidas latinas. Agradeço também ao pessoal do futebol das sextas à noite, uma galerinha muito gente boa que me ajuda a esquecer as demandas da pós-graduação.

A minha família por todo o apoio ao longo desta minha trajetória acadêmica. Em particular, quero agradecer à minha mãe, dona Maria, que sempre acreditou nos meus sonhos e fez tudo ao seu alcance para me ajudar a realizá-los. Mesmo sem perceber, ela é minha principal fonte de motivação, renovando minhas energias nos dias mais desafiadores. Também sou grato ao meu pai por todo o suporte prestado à nossa família e a mim, especialmente nos momentos em que eu não conseguia me manter sozinho durante a graduação; sem esse apoio, não estaria concluindo esta etapa.

Agradeço aos meus irmãos pelo apoio que deram aos nossos pais, sobretudo no momento mais difícil de nossas vidas, que foi a perda do nosso irmão. Oh, irmãozinho, se você soubesse o vazio que deixaste. Perdão se não consegui te ajudar; fica em paz.

Agradeço à minha namorada, Ana Maria, por ser tão carinhosa comigo, por me levantar nos momentos mais complicados, por acreditar no meu potencial e me motivar quando minha confiança oscila. Obrigado por estar ao meu lado nos altos e baixos, por suportar esses dois dolorosos anos de distância e por ser meu porto seguro nos dias mais desafiadores. Te amo.

SUMÁRIO

Resumo	07
Abstract.....	09
Introdução geral.....	11
Referências.....	18
Capítulo 1: Decisões metodológicas associadas a localização do ninho e modelo de ovo afetam experimentos de predação de ovos artificiais de aves?	
Resumo.....	26
Texto principal.....	26
Referências.....	35
Capítulo 2: Landscape contexts shape the effects of local factors on the predation of artificial bird nests in cocoa agroforests	
Abstract.....	39
Introduction.....	40
Methods.....	42
Results.....	47
Discussion.....	52
Conservation implications.....	55
References.....	57
Supporting information.....	64
Conclusão geral.....	74
Apêndices.....	75

RESUMO

A predação de ninhos representa a principal ameaça ao sucesso reprodutivo das aves em todo o mundo, especialmente em ambientes antropogênicos. Embora alguns tipos de usos da terra, como as agroflorestas de cacau, sejam considerados mais amigáveis às aves, ainda há uma escassez de informações sobre o impacto da predação de ninhos nesses ambientes. Diante disso, a dissertação foi dividida em dois capítulos. No primeiro avaliamos (i) como a predação de ninhos artificiais de aves pode ser influenciada pela localização do ninho no ambiente amostrado e pelo modelo de ovo utilizado, enquanto no segundo buscamos (ii) compreender como as características da paisagem e a estrutura local afetam o número de ninhos predados de aves em agroflorestas de cacau inseridas em três regiões com padrões contrastantes de uso do solo. Especificamente, foram instalados ninhos artificiais no solo e no sub-bosque de 30 agroflorestas de cacau localizadas na Mata Atlântica do sul do estado da Bahia, no nordeste do Brasil. Um total de 1200 ninhos (40 por agrofloresta) foram instalados, cada um contendo dois ovos de codorna ou sintéticos. Nosso estudo revelou que a predação foi significativamente maior em ninhos no solo em comparação com os do sub-bosque, e que ninhos compostos por ovos sintéticos foram mais predados do que os contendo ovos de codorna. Além disso, a região composta principalmente por sistemas agroflorestais de cacau e cobertura florestal moderada apresentou um elevado número de ninhos predados. Nosso estudo também destacou que a predação de ninhos sofre um aumento em agroflorestas compostas por alto número de plantas no sub-bosque e cacaueiros, especialmente quando localizadas em paisagens mais desmatadas. Também observamos que a predação de ninhos aumenta em agroflorestas constituídas por alto número de cacaueiros e árvores sombreadoras, quando inseridas em paisagens com um reduzido número de fragmentos florestais. Acreditamos que a maior predação em ninhos sintéticos, sobretudo no solo, revela que as espécies que predam ninhos neste estrato apresentam ampla capacidade de consumir ovos com diferentes texturas. Particularmente, a alta densidade da vegetação das agroflorestas de cacau pode ser um importante atrativo para os predadores de ninhos, sobretudo quando inseridos em paisagens mais desmatadas. Enquanto que o adensamento de cacaueiros e árvores sombreadoras em paisagens mais contínuas devem favorecer o deslocamento dos predadores pela paisagem, portanto, contribuindo com o aumento da predação. Baseado nesses achados, sugerimos a restauração de paisagens altamente desmatadas, seja aumentando o tamanho de remanescentes florestais existentes ou criando novos

fragmentos florestais distribuídos na paisagem. Outra medida que pode reduzir o número de ninhos predados está associada a práticas de roçagem, adotadas por muitos produtores, com o objetivo de reduzir o adensamento de plantas no sub-bosque das agroflorestas e, assim, facilitar o manejo do cacau. Por fim, recomendamos que futuros estudos busquem compreender quais predadores são mais associados com a predação de ninhos de aves e como as mudanças ambientais podem afetar a estruturação das suas populações.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Avifauna; Agroecossistemas; Experimentos; Ninhos artificiais; Perda de Habitat; Fragmentação.

ABSTRACT

Nest predation represents the primary threat to the reproductive success of birds worldwide, especially in anthropogenic environments. Although some land uses, such as cocoa agroforests, are considered more bird-friendly, there is still a scarcity of information on the impact of nest predation in these environments. Therefore, the dissertation was divided into two chapters. In the first, we evaluated (i) how the predation of artificial bird nests can be influenced by nest location in the sampled environment and the type of egg model used, while in the second, we sought (ii) to understand how landscape characteristics and local structure affect the number of predated bird nests in cocoa agroforests located in three regions with contrasting land use patterns. Specifically, artificial nests were installed on the ground and in the understory of 30 cocoa agroforests located in the southern Atlantic Forest of Bahia state, northeastern Brazil. A total of 1200 nests (40 per agroforest) were installed, each containing two quail or synthetic eggs. Our study revealed that predation was significantly higher in ground nests compared to those in the understory, and that nests composed of synthetic eggs were more predated than those containing quail eggs. Additionally, the region mainly composed of cocoa agroforestry systems and moderate forest cover showed a high number of predated nests. Our study also highlighted that nest predation increases in agroforests with a high number of understory plants and cocoa trees, especially when located in more deforested landscapes. We also observed that nest predation increases in agroforests composed of a high number of cocoa trees and shade trees when inserted in landscapes with a reduced number of forest fragments. We believe that increased predation on synthetic nests, especially on the ground, indicates that nest-predating species in this stratum have a wide ability to consume eggs with different textures. Particularly, the high vegetation density of cocoa agroforests may be an important attractant for nest predators, especially when inserted in more deforested landscapes. While the clustering of cocoa trees and shade trees in more continuous landscapes should favor the movement of predators across the landscape, thus contributing to increased predation. Based on these findings, we suggest the restoration of highly deforested landscapes, either by increasing the size of existing forest remnants or by creating new forest fragments distributed in the landscape. Another measure that may reduce the number of predated nests is associated with clearing practices, adopted by many producers, aimed at reducing plant density in the understory of agroforests and thus facilitating cocoa management. Finally, we recommend that future

studies seek to understand which predators are most associated with bird nest predation and how environmental changes may affect the structuring of their populations.

Keywords Atlantic Forest; Avifauna; Agrosystems; Experiments; Artificial nests; Habitat loss; Fragmentation.

INTRODUÇÃO GERAL

As interações ecológicas desempenham um papel fundamental na manutenção da biodiversidade (Mougi e Kondoh 2012). A maneira como as espécies em uma comunidade se inter-relacionam molda a diversidade e composição de espécies, e consequentemente a dinâmica dos ecossistemas (Strauss e Irwin 2004; Thompson 1997). De fato, as interações ecológicas são tão importantes que também podem impulsionar a adaptação e a especiação local (Haloin e Strauss 2008). Existe uma grande variedade de interações na natureza, incluindo predação, competição, mutualismo, parasitismo, comensalismo entre outras (Mougi e Kondoh 2012). Contudo, ainda não conseguimos documentar completamente todas as formas de interações entre as espécies (Jordano 2016), mesmo em ecossistemas mais simplificados, como os sistemas agrícolas (Rodrigues et al. 2022).

Uma das mais importantes e bem estudadas relações ecológicas é a predação (Starzomski et al. 2010). A predação é uma relação antagonista, onde um organismo é beneficiado (predador) e o outro é prejudicado (presa) (Denno e Lewis 2009). Particularmente, os predadores podem influenciar a distribuição e abundância de suas presas (Paine 1966; Jones et al. 1994). O famoso experimento conduzido por Paine (1966) em recifes de corais evidenciou que a diversidade de espécies em um dado local está diretamente relacionada ao número de predadores no sistema e à eficiência deles em impedir que determinadas espécies monopolizem recursos essenciais e limitantes às demais espécies. Desse modo, é esperado que comunidades ricas em espécies ocorra em sistemas onde os predadores conseguem manter as populações de presas abaixo dos limites de recursos (Glasser 1979; Teramoto et al. 1979).

São comumente definidos dois níveis de predadores nas comunidades biológicas: os predadores de topo e os mesopredadores (Ricklefs e Relyea 2016). Os predadores de topo desempenham um papel fundamental, uma vez que controlam a abundância de herbívoros e mesocarnívoros e indiretamente os níveis tróficos abaixo (Ripple et al. 2014). No entanto, nos últimos anos, temos testemunhado um declínio dos grandes predadores devido às atividades humanas, como caça, perda e fragmentação de habitats (Ripple et al. 2014; Magioli et al. 2021). Como consequência direta, tem-se observado um aumento significativo na abundância e na expansão geográfica dos mesopredadores, como gambás, quatis, saguis e teiús, em paisagens perturbadas pelo homem (Bogoni et al. 2016; Lobo-Araújo et al. 2024) - um fenômeno denominado liberação de

mesopredadores (Terborgh 1974; Terborgh e Winter 1980; Soulé et al. 1988; Sieving 1992). Contudo, o declínio dos grandes predadores, como as onças e as aves de rapina (Galetti et al. 2013; Magioli et al. 2021), pode ocasionar um colapso ecológico nos ecossistemas (Terborgh et al. 2001; Estes et al. 2011).

Diversos estudos têm pontuado que o aumento da abundância de mesopredadores em paisagens antrópicas é um dos principais fatores associados a altas taxas de predação de ninhos de aves em todo o mundo (Caro et al. 1998; Söderström 1999; Stantial et al. 2021; Lobo-Araújo et al. 2024). Nesse contexto, a predação de ninhos se configura como uma das principais ameaças para as aves (Ricklefs 2003; Roper et al. 2010), pois exerce forte pressão seletiva sobre os indivíduos, moldando diversas características ligadas à reprodução, como a escolha de locais de nidificação, o tipo de ninho construído, além do tamanho e coloração dos ovos, entre outros aspectos (Martin 1995; Marini 1997; Mezquida 2004). Na região Neotropical as taxas de predação de ninhos são ainda mais elevadas quando comparadas às regiões temperadas (Mezquida 2004; Dias e Macedo 2011; Menezes e Marini 2017), chegando a 80-90% (Stutchbury e Morton 2001). Dentre os principais predadores naturais de ninhos de aves nessa região, destacam-se mamíferos, tais como *Didelphis aurita*, *Nasua nasua*, *Eira barbara* e primatas do gênero *Callithrix* e *Leontopithecus*; aves, como *Ramphastos toco* e *Cyanocorax cristatellus*; e répteis, incluindo *Boa constrictor*, *Drymarchon corais* e *Salvator merianae* (Menezes e Marini 2017). A maioria dessas espécies de predadores apresentam ampla capacidade de se adaptarem a habitats perturbados (Werneck e Colli 2006; Alvarez e Galetti 2007; Cassano et al. 2014; Ferreira et al. 2020), e portanto, a pressão de predação pode ser mais elevada nestes ambientes quando comparada a ambientes naturais (Borges e Marini 2010; Lobo-Araújo et al. 2024). Além disso, em habitats perturbados, as aves enfrentam vários outros estresses, como redução na disponibilidade de alimentos, pressão de caça e competição com animais exóticos (Stanton et al. 2018), o que torna o impacto dos predadores de ninhos nas suas populações ainda mais danoso.

Desse modo, além dos mesopredadores, as perturbações ambientais atuando em distintas escalas espaciais também podem afetar o sucesso reprodutivo das aves (Thompson et al. 2002; Djomo Nana et al. 2015). Por exemplo, na escala local, alguns estudos observaram uma associação entre a estrutura da vegetação e a predação de ninhos de aves (Seibold et al. 2013; de Aguiar et al. 2022). No geral, habitats com vegetação menos densa e com um dossel mais aberto tem apresentado maiores taxas de predação de ninhos (Martin e Joron 2003; Djomo Nana et al. 2015; de Aguiar et al. 2022). Essas

características estruturais determinam a qualidade do habitat para os predadores (Seibold et al. 2013), além de afetar a visibilidade dos ninhos (Tirpak et al. 2006). Por exemplo, estudos prévios demonstraram que ambientes estruturalmente mais densos podem experimentar taxas de predação mais baixas, uma vez que dificulta o movimento de alguns predadores e a detecção visual dos ninhos (Baines et al. 2004; Tirpak et al. 2006). Por outro lado, ambientes com maior densidade de árvores pode favorecer o deslocamento e fornecer esconderijos para algumas espécies de répteis, como cobras e lagartos (Koenig et al. 2007; Wanger et al. 2009), o que pode gerar um aumento da predação de ninhos de aves.

Na escala de paisagem, inúmeros estudos têm demonstrado que fatores como a perda e fragmentação de habitats afetam negativamente o sucesso reprodutivo das aves (Johnson e Temple 1990; Hoover et al. 1995; Robinson et al. 1995; Borges e Marini 2010). Especificamente, foi observado um aumento nas taxas de predação em pequenas manchas de habitats (Marzluff e Restani 1999; Thompson et al. 2002; Stephens et al. 2004), assim como em paisagens com reduzida quantidade de cobertura florestal (Robinson et al. 1995; Hartley e Hunter 1998; Vander Haegen 2007). Além da redução de áreas disponíveis para a nidificação, paisagens altamente perturbadas podem propiciar o aumento na concentração de predadores generalistas que se alimentam de ovos de aves (Andren et al. 1985; Andren 1992; Marzluff e Restani 1999; Borges e Marini 2010). Nessas paisagens também é observado um aumento na abundância de predadores exóticos, como cães e gatos, que exploram ambientes antropogênicos e, portanto, exercem maior pressão de predação sobre as espécies nativas, como as aves (Wilcove 1985; Nahid et al. 2020; Ballarini et al. 2021).

Essas modificações nos ambientes naturais geradas pela perda e fragmentação de habitats, tem ocorrido principalmente pela crescente urbanização e expansão agrícola (Vancini et al. 2024). Esses fenômenos destacam-se como importantes mecanismos responsáveis por elevar o insucesso reprodutivo das aves (Hobson e Bayne 2000; Phillips et al. 2005; Borges e Marini 2010; Galvão et al. 2018). Em particular, a expansão agrícola tem causado graves danos sobre as florestas tropicais (Hansen et al. 2020; Fischer et al. 2021), em especial a Mata Atlântica. Embora este bioma seja um dos mais biodiversos do mundo, sua extensão original foi drasticamente reduzida (Vancini et al. 2024). Um estudo recente indicou que apenas 23% da cobertura florestal original da Mata Atlântica ainda persiste, sendo que 97% dos fragmentos remanescentes são menores do que 50 hectares (Vancini et al. 2024). Particularmente, a porção norte da Mata Atlântica, especialmente a

região sul da Bahia, é considerada um hot-point de biodiversidade devido ao alto número de espécies, inclusive com muitas delas sendo endêmicas (Martini et al. 2007; Dias et al. 2014). Desse modo, esta região é de fundamental importância para esforços conservacionistas. O cenário torna-se ainda mais preocupante, dado que o estado da Bahia está entre as regiões que mais desmatam anualmente, sendo a expansão agrícola o principal responsável pela redução da quantidade de floresta (Fundação SOS Mata Atlântica 2022).

No sul da Bahia, as agroflorestas de cacau (localmente conhecidas como cabruças) têm ajudado a frear o desmatamento, além de aliar a produção agrícola com a conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas (Cassano et al. 2012). No sistema cacau-cabruca, é realizado o raleamento do sub-bosque da floresta para o plantio do cacau, enquanto árvores de grande porte são mantidas para auxiliarem no sombreamento da cultura (Figura 1) (Piasentin e Saito 2014). De fato, por serem mais semelhantes às florestas nativas, as cabruças são consideradas sistemas eficazes para a conservação da biodiversidade, especialmente quando comparadas a monoculturas (Rice e Greenberg 2000; Schroth et al. 2011). Originária da Amazônia, o cacaueiro é naturalmente adaptado à sombra (Piasentin e Saito 2014), o que torna o cultivo do cacau uma alternativa mais amigável à biodiversidade (Schroth et al. 2011). Diversos grupos, como aves, mamíferos, répteis e anfíbios, podem utilizar as agroflorestas de cacau como um habitat suplementar (Clough et al. 2009; Tschardt et al. 2011; de Almeida-Rocha et al. 2020; Jarrett et al. 2021; Cervantes-López et al. 2022). Esses grupos se beneficiam dos recursos alimentares disponíveis nesse sistema agrícola, além de encontrarem locais para nidificação em um ambiente climaticamente similar ao dos fragmentos florestais nativos (Estrada et al. 1994; Cervantes-López et al. 2022). Outro ponto relevante é que as agroflorestas podem facilitar a dispersão das espécies nativas pela paisagem para procura de habitats e recursos adequados para sua sobrevivência (Estrada et al. 1994; Faria et al. 2007; Ferreira et al. 2020). As cabruças também desempenham um papel fundamental no armazenamento de carbono na paisagem e na mitigação do impacto das mudanças climáticas (Schroth et al. 2015; Heming et al. 2022). No sul da Bahia, por exemplo, grande parte do carbono estocado é encontrado nas agroflorestas de cacau (Schroth et al. 2015).



Figura 1. Cabruca situada no município de Ilhéus - BA, com destaque para as árvores de cacau localizadas no sub-bosque e árvores de grande porte utilizadas para o sombreamento da cultura. Foto: Elimardo Cavalcante Bandeira.

A região cacaueira do sul da Bahia está localizada entre os Rios de Contas e Jequitinhonha (Cassano et al. 2009). Os primeiros cultivos de cacau sombreado na Bahia remontam às primeiras décadas do século XX (Piasentin e Saito 2014), expandindo-se significativamente nos anos seguintes até atingir o ápice nas décadas de 1960 e 1970 (Cassano et al. 2009). As condições ambientais propícias, disponibilidade de terras, mão de obra e preços favoráveis, foram fundamentais para expansão do cultivo de cacau na região (Baiardi 1984). No entanto, uma grande crise atingiu a produção cacaueira no final da década de 80, em decorrência de uma queda nos preços do cacau internacionalmente, aliado a introdução de um fungo conhecido como vassoura de bruxa (*Moniliophthora perniciosa*) (Cassano et al. 2009; Schroth et al. 2015). Isso acarretou em fortes transformações no uso da terra na região sul da Bahia. Nesse contexto, muitos agricultores abandonaram suas propriedades, recorreram à venda ilegal das árvores de grande porte que sombreavam os cacaueiros ou converteram suas terras em plantações de café, eucalipto, seringa ou pastagens (Alger e Caldas 1994; Schroth et al. 2015). Contudo, a cacaicultura resistiu e ainda ocupa aproximadamente 600.000 km² de terras no sul da Bahia (Landau et al. 2003), distribuídos em cerca de 90 municípios que compõem a região cacaueira do estado.

A estrutura local das cabruças pode variar consideravelmente entre as fazendas. Em alguns casos, o cacau é cultivado em sistemas menos sombreados, predominantemente compostos por espécies exóticas como cajazeiros (*Spondias mombin*), árvores do gênero *Erythrina*, jaqueiras (*Artocarpus heterophyllus*) e palmeiras (*Euterpe oleracea*) (Ferreira et al. 2020). Por outro lado, cabruças menos manejadas podem conter cerca de 200 árvores nativas por hectare (Sambuichi 2006), o que torna esse ambiente climaticamente mais adequado e amigável para os animais nativos. Da mesma forma, o cenário paisagístico no qual as fazendas de cacau estão inseridas pode variar drasticamente ao longo do sul da Bahia. Em particular, é observado sistemas agroflorestais inseridos em paisagens altamente florestadas até cabruças localizadas em paisagens dominadas por pastagem e com pequenos fragmentos florestais isolados (Araújo-Santos et al. 2021). Portanto, esses diferentes contextos da paisagem podem interferir no papel das agroflorestas de cacau em reter a biodiversidade.

Compreender como essas variações nas características locais e da paisagem moldam a diversidade de espécies e processos ecológicos nas cabruças é fundamental para entender o real papel desse sistema agrícola para a conservação da biodiversidade (Faria et al. 2007). Embora, diversos estudos tenham destacado a importância das agroflorestas para manutenção da diversidade de espécies nativas, incluindo aves (Faria et al. 2006; Cabral et al. 2021; Jarrett et al. 2021), ainda não há informações se o sucesso reprodutivo das aves pode ser comprometido nesse sistema agrícola. Portanto, é crucial entender se as cabruças podem fornecer locais seguros para nidificação das aves ou se podem representar um fator de risco, aumentando as taxas de predação e, consequentemente, contribuindo para o declínio populacional das aves a longo prazo.

Com base na problemática apresentada, a dissertação foi dividida em dois capítulos. No primeiro capítulo realizamos um estudo metodológico para avaliar o efeito do tipo de ovo utilizado (codorna ou sintético) e a localização dos ninhos no ambiente amostrado (solo e sub-bosque) sobre a predação de ninhos artificiais em agroflorestas de cacau. No segundo capítulo foi avaliado como características ambientais atuando em diferentes escalas espaciais (local e paisagem) podem afetar o número de ninhos predados nesses sistemas agrícolas. A dissertação faz parte de um grande projeto em rede chamado "Eco-nomia das Cabruças" (vídeo de apresentação aqui), que é desenvolvido por pesquisadores do Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação da Universidade Estadual de Santa Cruz. O projeto busca compreender a relação entre produção de cacau, serviços ecossistêmicos, e biodiversidade nas agroflorestas de cacau do sul da Bahia. O

projeto Eco-nomia das Cabucas é financiado pelo Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Interdisciplinares e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução e conta com a participação de diversos pesquisadores com expertises em diferentes grupos biológicos, incluindo árvores, aves, morcegos, pequenos, médios e grandes mamíferos, abelhas e vespas, besouros e insetos aquáticos.

REFERÊNCIAS

- Alger, K., & Caldas, M. (1994). The declining cocoa economy and the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil: conservation attitudes of cocoa planters. *Environmentalist*, 14(2), 107-119.
- Alvarez, A. D., & Galetti, M. (2007). Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 1011-1016.
- Andrén, H., Angelstam, P., Lindström, E., & Widen, P. (1985). Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos*, 273-277.
- Andren, H. (1992). Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73(3), 794-804.
- Araújo-Santos, I., Morante-Filho, J. C., Oliveira, S., Cabral, J. P., Rocha-Santos, L., Cassano, C. R., ... & Benchimol, M. (2021). Seed rain in cocoa agroforests is induced by effects of forest loss on frugivorous birds and management intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 313, 107380.
- Baiardi, A. (1984). Subordinação do trabalho ao capital na lavoura cacauzeira da Bahia. Editora Hucitec.
- Baines, D., Moss, R., & Dugan, D. (2004). Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology*, 59-71.
- Ballarini, Y., Chaves, F. G., Vecchi, M. B., & Alves, M. A. S. (2021, January). High rates of predation of the nests of two endemic antbirds of the Brazilian Atlantic Forest by invasive marmosets (*Callithrix* spp.). In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 58, No. 1-3, pp. 31-40). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., de Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., ... & Graipel, M. E. (2016). Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 713-725.
- Borges, F. J. A., & Marini, M. Â. (2010). Birds nesting survival in disturbed and protected Neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation*, 19, 223-236.
- Cabral, J. P., Faria, D., & Morante-Filho, J. C. (2021). Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 481, 118704.
- Caro, M., & Sparrows, S. (1998). Song sparrows, top carnivores and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116, 227-233.
- Cassano, C. R., Schroth, G., Faria, D., Delabie, J. H., & Bede, L. (2009). Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 18, 577-603.
- Cassano, C. R., Barlow, J., & Pardini, R. (2012). Large mammals in an agroforestry mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 44(6), 818-825.

- Cassano, C. R., Barlow, J., & Pardini, R. (2014). Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation*, 169, 14-22.
- Cervantes-López, M de J., Andresen, E., Hernández-Ordóñez, O., Mora, F., Reynoso, V. H., & Arroyo-Rodríguez, V. (2022). Lightly-harvested rustic cocoa is a valuable land cover for amphibian and reptile conservation in human-modified rainforest landscapes. *Journal of Tropical Ecology*, 38(5), 312-321.
- Clough, Y., Faust, H., & Tscharntke, T. (2009). Cacao boom and bust: sustainability of agroforests and opportunities for biodiversity conservation. *Conservation letters*, 2(5), 197-205.
- Denno, R. F., & Lewis, D. (2009). Predator-prey interactions. *The Princeton guide to ecology*, 202-212.
- de Almeida-Rocha, J. M., Peres, C. A., Monsalvo, J. A., & Oliveira, L. D. C. (2020). Habitat determinants of golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*) occupancy of cacao agroforests: Gloomy conservation prospects for management intensification. *American Journal of Primatology*, 82(9), e23179.
- de Aguiar, I. R., Vianna, V. R., & Dias, R. I. (2022). Nest density, egg conspicuity, vegetation structure and seasonality affect artificial nest predation in the Brazilian Cerrado. *Journal of Tropical Ecology*, 38(6), 362-369.
- Dias, R. I., & Macedo, R. H. (2011). Nest predation versus resources in a Neotropical passerine: constraints of the food limitation hypothesis. *Ornis Fennica*, 88(1), 30-39.
- Dias, I. R., Medeiros, T. T., Nova, M. F. V., & Solé, M. (2014). Amphibians of Serra Bonita, southern Bahia: a new hotspot within Brazil's Atlantic Forest hotspot. *ZooKeys*, (449), 105.
- Djomo Nana, E., Sedláček, O., Doležal, J., Dančák, M., Altman, J., Svoboda, M., ... & Hořák, D. (2015). Relationship between survival rate of avian artificial nests and forest vegetation structure along a tropical altitudinal gradient on Mount Cameroon. *Biotropica*, 47(6), 758-764.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., & Meritt Jr, D. (1994). Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography*, 17(3), 229-241.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., ... & Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *science*, 333(6040), 301-306.
- Faria, D., Laps, R. R., Baumgarten, J., & Cetra, M. (2006). Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 15, 587-612.
- Faria, D., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Laps, R. R., & Baumgarten, J. (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16,

2335-2357.

Ferreira, A. S., Peres, C. A., Dodonov, P., & Cassano, C. R. (2020). Multi-scale mammal responses to agroforestry landscapes in the Brazilian Atlantic Forest: the conservation value of forest and traditional shade plantations. *Agroforestry Systems*, 94(6), 2331-2341.

Fischer, R., Taubert, F., Müller, M. S., Groeneveld, J., Lehmann, S., Wiegand, T., & Huth, A. (2021). Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. *Science advances*, 7(37), eabg7012.

Fundação SOS Mata Atlântica. 2022. *Sistema de Alertas de Desmatamento da Mata Atlântica: período 2022*. Relatório Técnico.

Glasser, J. (1979). Erratum: The Role of Predation in Shaping and Maintaining the Structure of Communities. *The American Naturalist*, 114.

Galetti, M., Eizirik, E., Beisiegel, B., Ferraz, K., Cavalcanti, S., Srбек-Araujo, A. C., ... & Morato, R. (2013). Atlantic rainforest's jaguars in decline. *Science*, 342(6161), 930-930.

Galvão, C. A., Francisco, M. R., & Schlindwein, M. N. (2018). Agroforestry system as a buffer zone in a Brazilian Atlantic Forest conservation unit: an artificial nest predation perspective. *Biota Neotropica*, 18, e20170373.

Hartley, M. J., & Hunter, M. L. (1998). A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology*, 12(2), 465-469.

Haloin, J., & Strauss, S. (2008). Interplay between Ecological Communities and Evolution. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1133.

Hansen, M. C., Wang, L., Song, X. P., Tyukavina, A., Turubanova, S., Potapov, P. V., & Stehman, S. V. (2020). The fate of tropical forest fragments. *Science Advances*, 6(11), eaax8574.

Heming, N. M., Schroth, G., Talora, D. C., & Faria, D. (2022). Cabruca agroforestry systems reduce vulnerability of cacao plantations to climate change in southern Bahia. *Agronomy for Sustainable Development*, 42(3), 48.

Hoover, J. P., Brittingham, M. C., & Goodrich, L. J. (1995). Effects of forest patch size on nesting success of Wood Thrushes. *The Auk*, 112(1), 146-155.

Hobson, K. A., & Bayne, E. (2000). Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixedwoods of western Canada. *The Wilson Bulletin*, 112(3), 373-387.

Jarrett, C., Smith, T. B., Claire, T. T., Ferreira, D. F., Tchoumbou, M., Elikwo, M. N., ... & Powell, L. L. (2021). Bird communities in African cocoa agroforestry are diverse but lack specialized insectivores. *Journal of Applied Ecology*, 58(6), 1237-1247.

Johnson, R. G., & Temple, S. A. (1990). Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *The Journal of Wildlife Management*, 106-111.

- Jones, C., Lawton, J., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*.
- Jordano, P. (2016). Chasing Ecological Interactions. *PLoS Biology*, 14.
- Koenig, S. E., Joseph m Wunderle, J. R., & Enkerlin-Hoeflich, E. C. (2007). Vines and canopy contact: a route for snake predation on parrot nests. *Bird Conservation International*, 17(1), 79-91.
- Landau, E. C. (2003). Padrões de ocupação espacial da paisagem na Mata Atlântica do sudeste da Bahia, Brasil. Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do sul da Bahia. CD-ROM, IESB/CI/CABS/UFGM/UNICAMP, Ilhéus.
- Lobo-Araújo, L. W., Costa, M. C., Silveira, L. F., & Francisco, M. R. (2024). Massive Bird Nest Losses: A Neglected Threat for Passerine Birds in Atlantic Forest Fragments from the Pernambuco Endemism Center. *Diversity*, 16(4), 207.
- Martin, T. E. (1995). Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological monographs*, 65(1), 101-127.
- Martin, J. L., & Joron, M. (2003). Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos*, 102(3), 641-653.
- Marini, M. Â. (1997). Predation-mediated bird nest diversity: an experimental test. *Canadian Journal of Zoology*, 75(2), 317-323.
- Marzluff, J. M., & Restani, M. (1999). The Effects of Forest Fragmentation. *Forest fragmentation: wildlife and management implications*, 155.
- Martini, A. M. Z., Fiaschi, P., Amorim, A. M., & Paixão, J. L. D. (2007). A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 16(11), 3111-3128.
- Magioli, M., & Ferraz, K. M. P. M. D. B. (2021). Deforestation leads to prey shrinkage for an apex predator in a biodiversity hotspot. *Mammal Research*, 66(2), 245-255.
- Mezquida, E. T. (2004). Nest site selection and nesting success of five species of passerines in a South American open Prosopis woodland. *Journal of Ornithology*, 145(1), 16-22.
- Menezes, J. C., & Marini, M. Â. (2017). Predators of bird nests in the Neotropics: a review. *Journal of Field Ornithology*, 88(2), 99-114.
- Mougi, A., & Kondoh, M. (2012). Diversity of interaction types and ecological community stability. *Science*, 337(6092), 349-351.
- Nahid, M. I., Fossøy, F., Stokke, B. G., Begum, S., Røskaft, E., & Ranke, P. S. (2020). How does human disturbance affect brood parasitism and nest predation in hosts inhabiting a highly fragmented landscape? *Global Ecology and Conservation*, 24, e01295.
- Paine, R. T. (1966). Food web complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 100(910), 65-75.

- Piasentin, F. B., & Saito, C. H. (2014). Os diferentes métodos de cultivo de cacau no sudeste da Bahia, Brasil: aspectos históricos e percepções. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 9, 61-78.
- Phillips, J., Nol, E., Burke, D., & Dunford, W. (2005). Impacts of housing developments on Wood Thrush nesting success in hardwood forest fragments. *The Condor*, 107(1), 97-106.
- Rice, R. A., & Greenberg, R. (2000). Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(3), 167-173.
- Ricklefs, R. E. 2003. Genetics, evolution, and ecological communities. *Ecology*, 84(3), 588–591.
- Ricklefs, R. E e Relyea, R. (2016). *A economia da natureza*. 7. ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., ... & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- Robinson, S. K., Thompson III, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., & Faaborg, J. (1995). Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267(5206), 1987-1990.
- Roper, J.J., K.A. Sullivan, & R.E Ricklefs. 2010. Avoid nest predation when predation rates are low, and other lessons: testing the tropical-temperate nest predation paradigm. *Oikos* 119: 719-729.
- Rodrigues, L. R., Montserrat, M., & Magalhães, S. (2022). Evolution in agricultural systems: Moving toward the understanding of complexity. *Evolutionary Applications*, 15(10), 1483-1489.
- Sambuichi, R. H. R. (2006). Estrutura e dinâmica do componente arbóreo em área de cabruca na região cacaueira do sul da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20, 943-954.
- Schroth, G., Faria, D., Araujo, M., Bede, L., Van Bael, S. A., Cassano, C. R., ... & Delabie, J. H. (2011). Conservation in tropical landscape mosaics: the case of the cacao landscape of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 20, 1635-1654.
- Schroth, G., Bede, L. C., Paiva, A. O., Cassano, C. R., Amorim, A. M., Faria, D., ... & Lôbo, R. N. (2015). Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20, 1175-1190.
- Seibold, S., Hempel, A., Piehl, S., Bässler, C., Brandl, R., Rösner, S., & Müller, J. (2013). Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic and Applied Ecology*, 14(8), 687-693.
- Sieving, K. E. (1992). Nest predation and differential insular extinction among selected forest birds of central Panama. *Ecology*, 73(6), 2310-2328.

- Soulé, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wrights, J., Sorice, M., & Hill, S. (1988). Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2(1), 75-92.
- Söderström, B. (1999). Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography*, 22(4), 455-463.
- Starzomski, B., Suen, D., & Srivastava, D. (2010). Predation and facilitation determine chironomid emergence in a bromeliad-insect food web. *Ecological Entomology*, 35.
- Stantial, M. L., Cohen, J. B., Darrah, A. J., Farrell, S. L., & Maslo, B. (2021). The effect of top predator removal on the distribution of a mesocarnivore and nest survival of an endangered shorebird. *Avian Conservation & Ecology*, 16(1).
- Stephens, S. E., Koons, D. N., Rotella, J. J., & Willey, D. W. (2004). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological conservation*, 115(1), 101-110.
- Strauss, S. Y., & Irwin, R. E. (2004). Ecological and evolutionary consequences of multispecies plant-animal interactions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 435-466.
- Stanton, R. L., Morrissey, C. A., & Clark, R. G. (2018). Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254, 244-254.
- Stutchbury, B.J.M, Morton, E.S. (2001). *Behavioral ecology of tropical birds*. Academic Press, San Diego.
- Teramoto, E., Kawasaki, K., & Shigesada, N. (1979). Switching effect of predation on competitive prey species.. *Journal of theoretical biology*, 79 3, 303-15 . [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(79\)90348-5](https://doi.org/10.1016/0022-5193(79)90348-5).
- Terborgh, J. (1974). Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience*, 24(12), 715-722.
- Terborgh, J., & Winter, B. (1980). Some causes of extinction. *Conservation biology*, 2, 119-133.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., ... & Balbas, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294(5548), 1923-1926.
- Thompson, J. N. (1997). *Conserving interaction biodiversity*. In The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity (pp. 285-293). Boston, MA: Springer US.
- Thompson, F. R., Donovan, T. M., DeGraaf, R. M., Faaborg, J., & Robinson, S. K. (2002). A multi-scale perspective of the effects of forest fragmentation on birds in eastern forests. *Studies in Avian Biology*, 25, 8-19.
- Tirpak, J. M., Giuliano, W. M., Miller, C. A., Allen, T. J., Bittner, S., Edwards, J. W., ... & Norman, G. W. (2006). Ruffed grouse nest success and habitat selection in the central

- and southern Appalachians. *The Journal of Wildlife Management*, 70(1), 138-144.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Bhagwat, S. A., Buchori, D., Faust, H., Hertel, D., ... & Wanger, T. C. (2011). Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes—a review. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 619-629.
- Vander Haegen, W. M. (2007). Fragmentation by agriculture influences reproductive success of birds in a shrubsteppe landscape. *Ecological Applications*, 17(3), 934-947.
- Vancine, M. H., Muylaert, R. L., Niebuhr, B. B., de Faria Oshima, J. E., Tonetti, V., Bernardo, R., ... & Ribeiro, M. C. (2024). The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, 291, 110499.
- Wanger, T. C., Saro, A., Iskandar, D. T., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tscharntke, T. (2009). Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 823-832.
- Werneck, F. P., & Colli, G. R. (2006). The lizard assemblage from Seasonally Dry Tropical Forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocenic Arc. *Journal of Biogeography*, 33(11), 1983-1992.
- Wilcove, D. S. (1985). Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66(4), 1211-1214.

Capítulo 1

Decisões metodológicas associadas a localização do ninho e modelo de ovo afetam experimentos de predação de ovos artificiais de aves?

Elimardo Cavalcante Bandeira^{1} & José Carlos Morante-Filho¹*

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, km 16, Salobrinho, CEP 45662-000, Ilhéus, Bahia, Brasil.

E-mails: elimardo.cavalcante@gmail.com (* autor correspondente); jcmfilho@uesc.br

Manuscrito publicado online na revista *Oecologia Australis* (ISSN: 2177-6199) - <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/issue/view/1109/showToc>

Resumo: A predação de ninhos é o principal fator responsável pelo insucesso reprodutivo das aves. Através de um estudo experimental, investigamos como as decisões metodológicas associadas à localidade do ninho e ao modelo de ovo utilizado afetam a predação de ninhos artificiais. O experimento foi conduzido em 30 agroflorestas de cacau, localizadas no sul do estado da Bahia, nordeste do Brasil. Usamos 40 ninhos artificiais em cada agrofloresta, distribuídos de forma equitativa no solo e no sub-bosque, sendo 10 compostos por ovos sintéticos e 10 por ovos de codorna em cada estrato. Observamos que a predação foi significativamente maior em ninhos no solo (54,63%) do que no estrato superior (45,36%; $P < 0,001$). Também detectamos que ninhos compostos por ovos sintéticos apresentam 1,5 vezes mais chance ($P = 0,04$) de serem predados do que ninhos com ovos de codorna. Esses resultados podem estar diretamente associados à capacidade do predador em acessar os diferentes estratos da vegetação e predação de ovos com diferentes texturas. Assim, recomendamos que estudos futuros considerem esses fatores metodológicos em seus delineamentos amostrais para evitar efeitos indesejáveis nos resultados.

Palavras-chave: agrofloresta; avifauna; ninhos artificiais; predadores de ovos; sucesso reprodutivo.

A predação de ninhos é o principal fator associado ao insucesso reprodutivo das aves, gerando impactos significativos na estrutura e no funcionamento das comunidades (Ricklefs 2003). A predação atua como um agente seletivo afetando as características ligadas à reprodução, bem como aquelas relacionadas à história de vida das aves (Marini 1997). Diante disso, diversos estudos buscam compreender os fatores que modulam a predação de ninhos de aves em todo o mundo (Rivera-López & MacGregor-Fors 2016, Valentine *et al.* 2019, Chen *et al.* 2022). Contudo, devido às dificuldades em encontrar e monitorar ninhos naturais, experimentos com ninhos artificiais têm sido utilizados como uma importante ferramenta para avaliar os mecanismos responsáveis pela predação de ovos (Cocquelet *et al.* 2019, Okada *et al.* 2019).

Diversos aspectos associados ao experimento podem afetar a predação, como o tipo, cor e odor dos ovos, além da localização e densidade de ninhos (Major & Kendal 1996). Diante disso, uma grande variedade de tipos de ovos vem sendo utilizada em

experimentos de predação, como ovos naturais de codorna (*Coturnix sp.*) (Duca *et al.* 2001), galinha (*Gallus gallus domesticus* Linnaeus, 1758) (Estrada *et al.* 2002), pardal (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758) (Maier & Degraaf 2000), canário-belga (*Serinus canarius* Linnaeus, 1748) (Alvarez & Galetti 2007), bem como ovos artificiais confeccionados geralmente de plasticina (Biagolini-Jr & Perrella 2020, Pretelli *et al.* 2023). No entanto, não há um consenso sobre qual modelo é o mais apropriado, pois todos apresentam vantagens e desvantagens. De forma geral, os modelos mais utilizados são ovos de codorna e ovos sintéticos. Os ovos de codorna são amplamente utilizados devido seu baixo custo e alta disponibilidade (Duca *et al.* 2001), porém alguns estudos enfatizam que pequenos animais podem não conseguir predá-los, uma vez que são um pouco maiores e apresentam uma casca mais resistente do que os ovos da maioria dos Passeriformes (Haskell 1995, Marini & Melo 1998). Por outro lado, os ovos sintéticos são vantajosos por poderem ser moldados de diferentes formatos e tamanhos, e na cor de interesse do pesquisador (Oliveira *et al.* 2013). Além disso, as marcas deixadas em ovos sintéticos podem auxiliar na identificação de predadores (Zanetti 2002). Contudo, a diferença na consistência entre ovos sintéticos e naturais pode influenciar a probabilidade de predação (Maier & Degraaf 2001).

Outro aspecto importante que pode afetar a taxa de predação é a localização dos ninhos artificiais ao longo do ambiente inventariado. No geral, estudos têm detectado maior predação em ninhos artificiais no solo em comparação com ninhos em estratos superiores (Telleria & Diaz 1995, Alvarez & Galetti 2007). No entanto, esse padrão pode diferir de acordo com o ambiente amostrado. Por exemplo, um estudo conduzido no cerrado brasileiro observou maior predação em ninhos no sub-bosque (Leite *et al.* 2014), enquanto que um trabalho recente em remanescentes de Mata Atlântica, detectou maior predação em ninhos artificiais no solo (Galvão *et al.* 2018). Diante dos diferentes métodos utilizados nos experimentos de predação e nos divergentes resultados observados, nosso estudo buscou avaliar como a predação de ninhos artificiais de aves pode ser influenciada pela localização do ninho no ambiente amostrado e pelo modelo de ovo utilizado.

O experimento foi realizado em 30 agroflorestas de cacau, distantes entre si por pelo menos 2 km, e localizadas no sul do estado da Bahia, Brasil (Figura 1). A vegetação original é dominada pelo bioma Mata Atlântica, porém atividades antrópicas modificaram o uso do solo dessa região que é atualmente composta por fragmentos florestais, agroflorestas de cacau (*Theobroma cacao* L.), plantações de eucalipto (*Eucalyptus sp.*) e seringa (*Hevea brasiliensis* L.), além de áreas de pastagem (Faria *et al.* 2023). No sul da

Bahia, as agroflorestas consistem em florestas modificadas que sofreram o raleamento do sub-bosque para o plantio do cacau, que por sua vez é sombreado por árvores nativas. Assim, esse sistema mantém parte da diversidade arbórea original, sendo considerado um habitat suplementar para muitas espécies, incluindo as aves (Cabral *et al.* 2021).

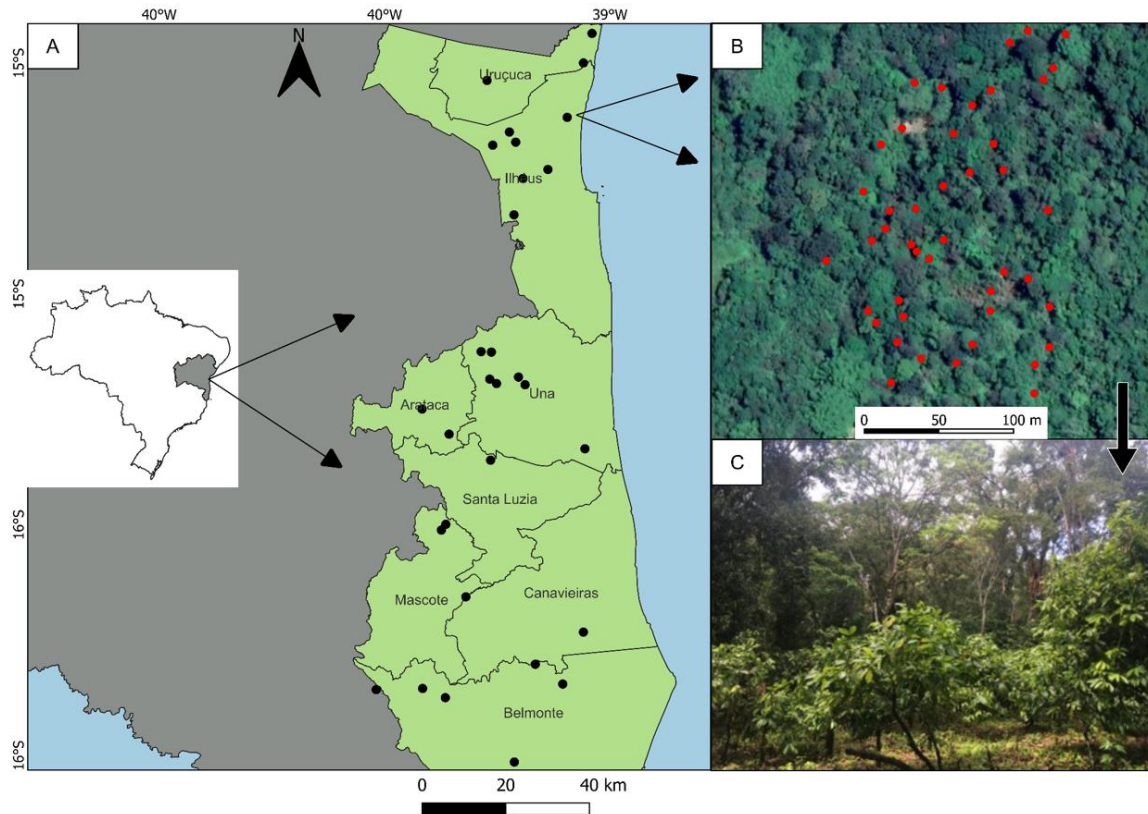


Figura 1. Mapa da área de estudo com destaque para as 30 agroflorestas cacau (pontos pretos) distribuídas ao longo de oito municípios no sul do estado da Bahia (A); Distribuição espacial de 40 ninhos artificiais (pontos vermelhos, (B) dentro de uma agrofloresta de cacau (C).

Em cada agrofloresta, foram instalados 40 ninhos, distribuídos igualmente entre o solo e o sub-bosque, com um espaçamento mínimo de 15 m entre eles. Os ninhos do solo foram construídos por meio da abertura de uma pequena cavidade na qual foi preenchido com gravetos e folhas presente na serapilheira (Maier & Degraaf 2000), com o intuito de se assemelhar aos ninhos de aves da região que nidificam no solo, como as espécies do género *Crypturellus*. Enquanto os ninhos do sub-bosque foram construídos com fibra de coco (Cocquelet *et al.* 2019) e forrados com folhas secas e gravetos, sendo os mesmos fixados aos cacaueiros (entre 1,5 e 2 metros) por meio de um arame fino. Em cada ninho foi disposto dois ovos (Biagolini-Jr & Perrella 2020) de codorna ou sintéticos. Os ovos de codorna apresentam um comprimento de aproximadamente 25 a 30 mm, e os ovos sintéticos foram confeccionados de plasticina na cor branca com tamanho similar aos de

codorna. Portanto, em nosso estudo foram utilizados 2400 ovos (sendo 1200 de codorna e 1200 sintéticos) alocados em 1200 ninhos artificiais.

O experimento envolveu quatro tratamentos independentes relacionados ao tipo de ovo e ao estrato, sendo os ninhos distribuídos por meio de uma aleatorização sistemática a partir do centro de cada agrofloresta. Portanto, ninhos foram distribuídos na seguinte ordem: codorna/solo, codorna/sub-bosque, sintético/solo e sintético/sub-bosque. Essa abordagem visou garantir uma ampla distribuição dos ninhos dentro das agroflorestas.

O estudo foi realizado entre fevereiro e maio de 2023, e os ninhos ficaram expostos durante 15 dias em cada agrofloresta, que compreende o período médio de incubação de aves Neotropicais (Sick 1997). A escolha dos meses para a realização do experimento foi devido a questões logísticas, porém é válido ressaltar que durante o experimento as condições climáticas associadas a temperatura e precipitação foram constantes. Além disso, a região de estudo não apresenta sazonalidade climática acentuada (Mori *et al.* 1983), e, portanto, a oferta de recurso é provavelmente constante ao longo do ano para as aves e predadores. Os ninhos foram considerados predados quando pelo menos um dos ovos exibia sinais de predação, como quebra da casca nos ovos de codorna ou marcas de predação em ovos sintéticos, incluindo evidências de garras, bicadas e mordidas (Biagolini-Jr & Perrella 2020). O efeito da localidade do ninho, tipo de ovo, e a interação entre essas variáveis sobre o número de ninhos predados foi analisado por meio de um modelo de Regressão Linear Generalizada com distribuição Poisson, utilizando o software R 4.2.3 (R Development Core Team 2023).

Nossos resultados indicam que 637 ninhos apresentaram ovos com sinais de predação, o que representa 53,30% dos ninhos alocados nas 30 agroflorestas de cacau. Destes, 348 ninhos (54,63%) estavam localizados no solo, enquanto 289 (45,36%) foram predados no sub-bosque. De fato, observamos uma predação significativamente ($P < 0,001$) maior no solo, com média de 11,6 ($\pm 3,46$; desvio padrão) ninhos predados por agrofloresta, enquanto que no sub-bosque foi registrado em média 9,63 ($\pm 4,52$) ninhos predados (Figura 2). Em relação aos tipos de ovos, 385 ninhos predados foram compostos de ovos sintéticos (60,43%), um valor significativamente ($P = 0,04$; Figura 2) maior quando comparado aos 252 ninhos predados compostos por ovos de codorna (39,56%). Em média, foram observados 12,8 ($\pm 4,30$) ninhos predados de ovos sintéticos por agrofloresta, enquanto a predação média de ninhos de ovos de codorna foi de 8,4 ($\pm 3,82$). Também detectamos que a interação entre tipo de ovo e estrato afetou significativamente

($P=0,004$) a predação de ninhos (Figura 3); ou seja, ovos sintéticos foram altamente predados em ambos os estratos (solo, $N=196$; sub-bosque, $N=192$), porém ovos de codorna foram 1,6 vezes mais predados no solo ($N=155$) do que no sub-bosque ($N=97$).

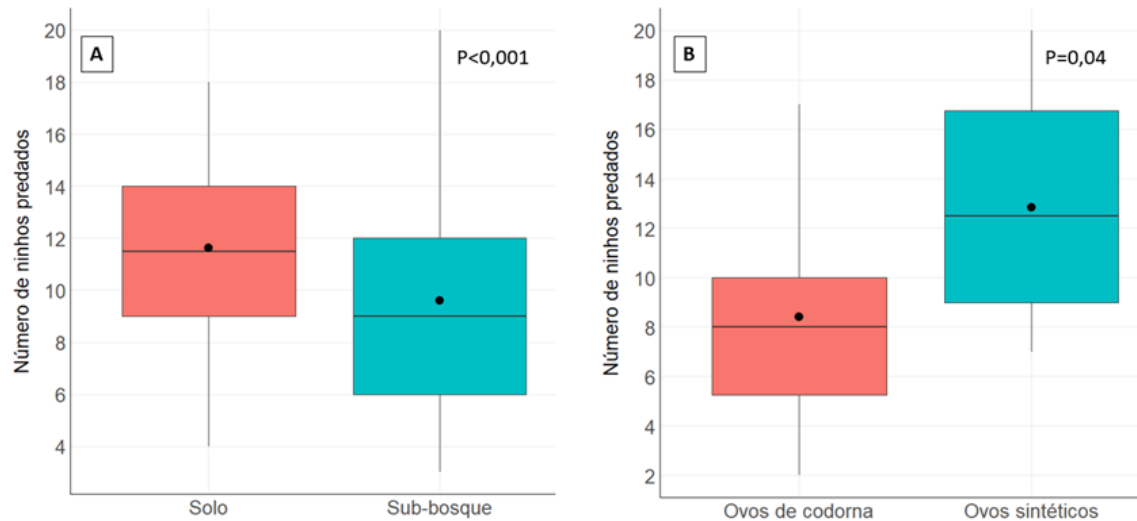


Figura 2. Efeito da localização do ninho (A) e tipo de ovo (B) sobre o número de ninhos predados em 30 agroflorestas de cacau localizadas no sul do estado da Bahia.

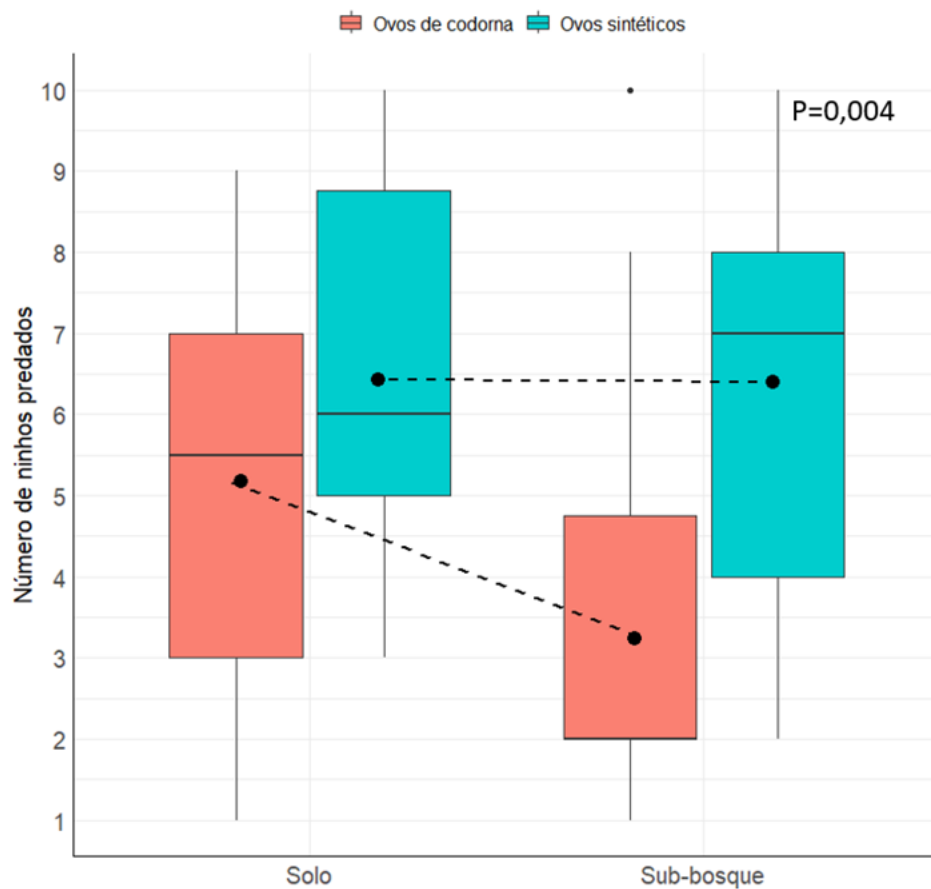


Figura 3. Efeito da interação entre localidade do ninho e tipo de ovo sobre número de ninhos predados. No gráfico é evidenciado que ninhos compostos por ovos de codorna são mais predados no solo, enquanto ninhos com ovos sintéticos apresentam predação similar entre as localidades.

Nosso estudo encontrou que ninhos localizados no solo são mais susceptíveis a ataques de predadores do que ninhos no sub-bosque, um resultado similar ao encontrado por estudos prévios desenvolvidos em diferentes ambientes (Telleria & Diaz 1995, Alvarez & Galetti 2007, Galetti *et al.* 2009). Em particular, a alta predação em ninhos de solo pode estar associada a maior acessibilidade aos ovos por uma ampla gama de predadores terrestres, especialmente mamíferos e répteis (Galetti *et al.* 2009, Matysioková & Remeš 2023, Pretelli *et al.* 2023). Além disso, a acentuada predação em ninhos no solo, incluindo aqueles compostos por ovos de codorna, nas agroflorestas de cacau também pode estar associada à hipótese da liberação de mesopredadores, na qual mamíferos de médio porte se beneficiam do declínio dos predadores de topo, um fenômeno amplamente relatado em ambientes perturbados (Terborgh 1974, Söderström 1999). Assim, acreditamos que a perda ou redução populacional de grandes predadores na nossa região, como onça pintada (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) e parda (*Puma concolor* Linnaeus, 1771), pode ter favorecido a proliferação de mesopredadores. Entre esses mesopredadores que podem explorar ninhos no solo (Menezes & Marini 2017) e são encontrados na região, destacam-se o saruê (*Didelphis aurita* Wied-Neuwied, 1826), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766), irara (*Eira barbara* Linnaeus, 1758) e quati (*Nasua nasua* Linnaeus, 1766). Alguns desses, como o saruê e quati, são oportunistas e podem ocasionalmente preda ninhos aéreos, porém com um menor impacto do que nos ninhos do solo (Alvarez & Galetti 2007). Além disso, espécies domésticas, como cães e gatos, podem ter contribuído para a predação de ninhos no solo, uma vez que assentamentos humanos próximos às agroflorestas podem facilitar a presença desses animais na área de estudo.

Também observamos que ninhos compostos de ovos sintéticos apresentam maior chance de serem predados do que ninhos com ovos de codorna. Este resultado pode estar associado a maior incidência de marcas deixadas por mamíferos e aves (Pretelli *et al.* 2023) que apresentam menor capacidade de perfurar ovos naturais (Figura 4). Por exemplo, em um estudo experimental realizado em cativeiro nos Estados Unidos, foi constatado que algumas espécies de pequenos mamíferos predam ovos de plasticina, mas

não conseguem quebrar a casca de ovos naturais, mesmo de pequenos Passeriformes, como pardais (Maier & DeGraaf 2001). Portanto, a predação de ovos de codorna pode ser subestimada devido à incapacidade de pequenos mamíferos em quebrar a casca desses ovos (Haskell 1995, Marini & Melo 1998). No entanto, em nossa região, não dispomos de evidências que confirmem a presença de pequenos mamíferos como predadores de ninhos, com exceção das espécies introduzidas *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) e *R. rattus* (Linnaeus, 1758) (Menezes & Marini 2017). Embora essas espécies de roedores possam ter contribuído para a predação dos ovos de codorna, é esperado que seu efeito seja menos pronunciado nas agroflorestas porque ambas as espécies apresentam uma maior prevalência em áreas urbanas. Também é importante ressaltar que ovos sintéticos podem apresentar uma superestimativa da predação devido às marcas deixadas por aves, um grupo que apresenta alta diversidade de espécies nas agroflorestas de cacau da nossa região (Cabral *et al.* 2021). De fato, Maier e DeGraaf (2000) observaram que pequenas aves apresentam capacidade de perfurar ovos sintéticos, mas que são menos eficientes na predação de ovos de Passeriformes (Maier & DeGraaf 2000).

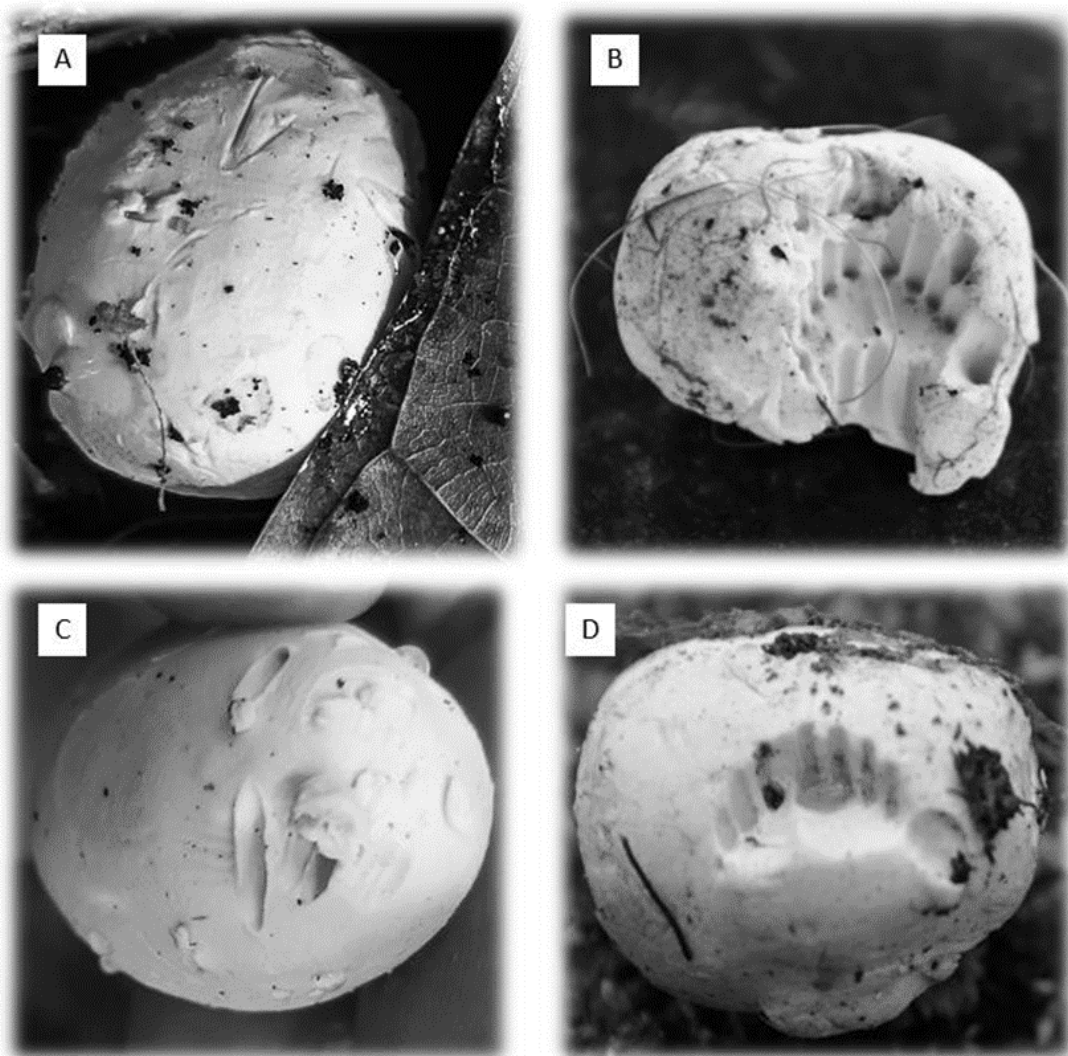


Figura 4. Evidências de predação, possivelmente realizadas por aves (A, C) e mamíferos (B, D), em ovos sintéticos.

Nosso estudo corrobora, em parte, os resultados observados previamente em um estudo desenvolvido na Ilha Anchieta, São Paulo (Alvarez & Galetti 2007); uma região que apresenta alta densidade de mamíferos, incluindo muitas espécies introduzidas (Galetti *et al.* 2009, Bovendorp *et al.* 2008). Nesse estudo também foi constatado maior predação em ninhos de solo quando comparados aos de sub-bosque, porém uma predação semelhante e baixa em ovos de codorna e sintéticos no sub-bosque. Esse resultado diverge dos nossos achados que indicaram que ovos sintéticos são mais predados do que ovos de codorna no sub-bosque. Embora nosso estudo e o desenvolvido por Alvarez e Galetti (2007) tenham sido realizados em ambientes diferentes, que possivelmente abrigam distintas assembleias de predadores, as semelhanças nos resultados destacam que aves que nidificam no solo apresentam maior pressão de predação.

A elevada predação em ninhos no solo, conforme evidenciada em nosso estudo, pode sugerir um aumento potencial no insucesso reprodutivo das aves que selecionam esse estrato para nidificação em sistemas agroflorestais, como algumas espécies da família Tinamidae e Caprimulgidae. O baixo sucesso reprodutivo pode acarretar impactos significativos nas populações dessas aves, refletindo-se em declínios populacionais e até mesmo no aumento do risco de extinção a longo prazo (Martin 1987). Portanto, o ambiente aparentemente favorável das agroflorestas, conforme sugerido em outros estudos (Cabral *et al.* 2021, Jarrett *et al.* 2021), pode atuar como uma armadilha ecológica para certas espécies de aves (Donovan & Thompson 2001). Entretanto, informações mais detalhadas obtidas, por exemplo, de um estudo comparativo entre esse sistema agrícola e habitats nativos, são necessários para entendermos o real impacto das agroflorestas na reprodução das aves.

Com base nas evidências apresentadas, observamos que experimentos com ninhos artificiais revelam uma incidência mais elevada de predação quando esses ninhos são posicionados no solo e são compostos por ovos sintéticos. Portanto, recomendamos que futuros estudos realizem uma escolha criteriosa sobre os protocolos utilizados nos experimentos de predação. Essas decisões metodológicas devem ser fundamentadas na pergunta da pesquisa, pois as potenciais espécies de predadores de um dado ambiente podem afetar os resultados do experimento, uma vez que a predação pode ser diretamente afetada pela localização do ninho e tipo de ovo utilizado no experimento.

Agradecimentos

Esse estudo faz parte do Projeto Eco-nomia da Cabruças, coordenado pela Dra Maíra Benchimol. Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa concedida a E.C.B e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de produtividade (303302/2022-4) concedida a J.C.M-F. Agradecemos também a Andres Sarmiento, Gabriela Ferreira, Maria Ventorin, Martín López e José Victor Ferreira pela ajuda no campo.

Referências

- Alvarez, A. D., & Galetti, M. (2007). Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 1011–1016.
- Biagolini-Jr, C., & Perrella, D. F. (2020). Bright coloration of male blue manakin is not connected to higher rates of nest predation. *Acta Ethologica*, 23(3), 183–191.
- Bovendorp, R. S., Alvarez, A. D., & Gialetti, M. (2008). Density of the tegu lizard (*Tupinambis merianae*) and its role as nest predator at Anchieta Island, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*.
- Cabral, J. P., Faria, D., & Morante-Filho, J. C. (2021). Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management*, 481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118704>
- Chen, X., Zhang, Q., Lan, S., Chen, S., & Wang, Y. (2022). Nest predation pressure on Chinese Bulbuls decreases along the urbanization gradient in Hangzhou, China. *Avian Research*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100049>
- Cocquelet, A., Mårell, A., Bonthoux, S., Baltzinger, C., & Archaux, F. (2019). Direct and indirect effects of ungulates on forest birds' nesting failure? An experimental test with artificial nests. *Forest Ecology and Management*, 437, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.025>
- Donovan, T. M., & Thompson Iii, F. R. (2001). Modeling the ecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds. In *Ecological Applications* (Vol. 11, Issue 3).
- Duca, C., Gonçalves, J., & Marini, M. A. (2001). Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas de Minas Gerais, Brasil. *Ararajuba*, 9, 113–117.
- Estrada, A., Rivera, A., & Coates-Estrada, R. (2002). Predation of artificial nests in a fragmented landscape in the tropical region of Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, 106(2), 199–209.
- Faria, D., Morante-Filho, J. C., Baumgarten, J., Bovendorp, R. S., Cazetta, E., Gaiotto, F. A., Mariano-Neto, E., Mielke, M. S., Pessoa, M. S., Rocha-Santos, L., Santos, A. S., Soares, L. A. S. S., Talora, D. C., Vieira, E. M., & Benchimol, M. (2023). The breakdown of ecosystem functionality driven by deforestation in a global biodiversity hotspot. In *Biological Conservation* (Vol. 283). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110126>
- Galetti, M., Bovendorp, R. S., Fadini, R. F., Gussoni, C. O. A., Rodrigues, M., Alvarez, A. D., Guimarães Jr, P. R., & Alves, K. (2009). Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. *Zoologia (Curitiba)*, 26, 288–298.
- Galvão, C. A., Francisco, M. R., & Schlindwein, M. N. (2018). Agroforestry system as a buffer zone in a Brazilian Atlantic Forest conservation unit: an artificial nest predation perspective. *Biota Neotropica*, 18.

- Haskell, D. G. (1995). Forest fragmentation and nest predation: Are experiments with Japanese Quail eggs misleading? *The Auk*, 112(3), 767–770.
- Jarrett, C., Smith, T. B., Claire, T. T. R., Ferreira, D. F., Tchoumbou, M., Elikwo, M. N. F., Wolfe, J., Brzeski, K., Welch, A. J., & Hanna, R. (2021). Bird communities in African cocoa agroforestry are diverse but lack specialized insectivores. *Journal of Applied Ecology*, 58(6), 1237–1247.
- Leite, R. J. V., de Lemo, J. L. F., Carregaro, J. B., & de Paiva, L. V. (2014). Predação de Ninhos Artificiais em Diferentes Alturas no Cerrado do Brasil Central. *Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde*, 18(4), 159–162.
- Maier, T. J., & DeGraaf, R. M. (2000). Predation on Japanese Quail vs. House Sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *The Condor*, 102(2), 325–332.
- Maier, T. J., & Degraaf, R. M. (2001). Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and zebra finch eggs in artificial-nest studies. *The Condor*, 103(1), 180–183.
- Major, R. E., & Kendal, C. E. (1996). The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis*, 138(2), 298–307.
- Marini, M. Â. (1997). Predation-mediated bird nest diversity: an experimental test. *Canadian Journal of Zoology*, 75(2), 317–323.
- Marini, M. Â., & Melo, C. (1998). Predators of quail eggs, and the evidence of the remains: implications for nest predation studies. *The Condor*, 100(2), 395–399.
- Martin, T. E. (1987). Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *Condor*, 925–928.
- Matysioková, B., & Remeš, V. (2023). Nest predation decreases with increasing nest height in forest songbirds: a comparative study. *Journal of Ornithology*. <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02108-1>
- Menezes, J. C. T., & Marini, M. Â. (2017). Predators of bird nests in the Neotropics: a review. *Journal of Field Ornithology*, 88(2), 99–114.
- Mori, S. A., Boom, B. M., de Carvalho, A. M., & dos Santos, T. S. (1983). Southern Bahian moist forests. *The Botanical Review*, 49, 155–232.
- Okada, S., Lindenmayer, D. B., & Wood, J. T. (2019). Does land use change influence predation of bird nests? *Austral Ecology*, 44(5), 768–776. <https://doi.org/10.1111/aec.12747>
- Oliveira, C. W. da S., Almeida, G. P., Paiva, L. V. de, & França, L. F. (2013). Predation on artificial nests in open habitats of central Brazil: effects of time and egg size. *Biota Neotropica*, 13, 142–146.
- Pretelli, M. G., Cavalli, M., Chiaradia, N. M., Cardoni, A., & Isacch, J. P. (2023). Location matters: survival of artificial nests is higher in small grassland patches and near the patch edge. *Ibis*, 165(1), 111–124. <https://doi.org/10.1111/ibi.13128>

- Ricklefs, R. E. (2003). Genetics, evolution, and ecological communities. *Ecology*, 84(3), 588–591.
- Rivera-López, A., & MacGregor-Fors, I. (2016). Urban predation: a case study assessing artificial nest survival in a neotropical city. *Urban Ecosystems*, 19(2), 649–655. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0523-z>
- Sick, H., Haffer, J., Alvarenga, H. F., Pacheco, J. F., & Barruel, P. (1997). Ornitologia Brasileira Editora Nova Fronteira. *Rio de Janeiro*.
- Söderström, B. (1999). Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography*, 22(4), 455–463.
- Telleria, J. L., & Diaz, M. (1995). Avian Nest Predation in a Large Natural Gap of the Amazonian Rainforest (Depredación de Nidos en un Gran Claro Natural de la Selva Amazónica). *Journal of Field Ornithology*, 343–351.
- Terborgh, J. (1974). Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience*, 24(12), 715–722.
- Valentine, E. C., Apol, C. A., & Proppe, D. S. (2019). Predation on artificial avian nests is higher in forests bordering small anthropogenic openings. *Ibis*, 161(3), 662–673. <https://doi.org/10.1111/ibi.12662>
- Zanette, L. (2002). What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation*, 103(3), 323–329.

Capítulo 2

Landscape contexts shape the effects of local factors on the predation of artificial bird nests in cocoa agroforests

Elimardo Cavalcante Bandeira^{1} & José Carlos Morante-Filho¹*

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, km 16, Salobrinho, CEP 45662-000, Ilhéus, Bahia, Brasil.

E-mails: elimardo.cavalcante@gmail.com (*corresponding author), Orcid: 0000-0003-3157-4245; jcmfilho@uesc.br, Orcid: 0000-0002-1625-9872

**This manuscript is under review at Biodiversity and Conservation*

Abstract

Nest predation represents the pivotal threat to bird reproduction in human-modified environments. Although some agricultural systems, such as cocoa agroforests, are considered biodiversity-friendly, there is still a lack of information regarding the impact of nest predation in these environments. In this context, we assessed the effect of landscape context (native forest cover, total forest cover, and the number of forest fragments) and local factors (number of cocoa trees, shade trees, understory plants, and canopy openness) on the number of predated bird nests in cocoa agroforests. Specifically, artificial nests were placed on the ground and in the understory of 30 agroforests located in three regions of the Brazilian Atlantic Forest. Using generalized linear mixed models, we detected that ground nests are more vulnerable to predation than understory nests, particularly in the region dominated by agroforests. We also observed an increase in the number of predated nests in agroforests presenting a high number of understory plants and cocoa trees, particularly when located in deforested landscapes. In addition, agroforests composed of a high number of cocoa trees and shaded trees also showed a high number of predated nests when embedded in landscapes with a reduced number of forest fragments. Based on findings, we recommend restoring highly deforested landscapes by either increasing the size of existing forest remnants or creating new forest fragments. However, in deforested landscapes, we suggest pruning plants growing in the understory of agroforests. This local strategy could reduce the presence of nest predators and facilitate cocoa tree management for farmers.

Keywords Atlantic Forest - Avifauna - Agrosystems - Habitat loss – Fragmentation - Nest failure

Introduction

Predation has always aroused the interest of ecologists, particularly because this interaction can present a drastic impact on the population dynamics of prey (Lima 1998). The reduction in the population size of a species due to predation can ultimately lead to its extinction (Schoener et al. 2001), thus resulting in a decrease in biological diversity within ecosystems (Katano et al. 2015). Selective pressures exerted by predators have enabled the development of a range of defensive adaptations by prey (Cain et al. 2017), with anti-predatory mechanisms playing a crucial role in organism characteristics, shaping avoidance and escape strategies, as well as affecting species' reproductive strategies (Langerhans 2007). In this context, nest predation emerges as one of the main agents of bird species selection (Martin 1987), affecting life history traits, habitat utilization, as well as population and community dynamics (Slagsvold 1982; Martin 1987). In fact, nest predation is the primary cause of reproductive failure in birds (Ricklefs 1969; Martin 1993; Robinson and Wilcove 1994), especially in the Neotropics (Mezquida 2004; Dias and Macedo 2011; Menezes and Marini 2017). This phenomenon is influenced by various factors that can shape the predation, including habitat disturbance facing human activities that alter the type and abundance of predators, and hence may increase the pressure on birds (Sosa and Lopez de Casenave 2017; Chen et al. 2022).

In particular, human-modified landscapes present a decrease of quality and quantity of native habitats, which can affect the dynamic of predators and prey (Laurance et al. 1997; Fischer et al. 2012; Fleming and Bateman 2018). For instance, in highly disturbed landscapes, predators may become confined to small habitat fragments, leading to an increase in the predation (Johnson and Temple 1990; Hoover et al. 1995). Furthermore, in these landscapes, there is an increase in the abundance of exotic predators, such as domestic cats (*Felis catus*) and dogs (*Canis familiaris*), which exploit native habitats and anthropogenic matrices (Andrén et al. 1985; Wilcove 1985; Nahid et al. 2020). However, some agricultural matrices, such as agroforestry systems, can minimize the impacts of anthropogenic degradation, potentially serving as additional habitat for several native species (Robinson et al. 1995; Ashby et al. 2017). Due to their composition, where agricultural crops are planted amidst native or exotic trees, agroforestry systems can provide shelter for various species and increase matrix permeability, thereby facilitating the maintenance of biodiversity in human-modified landscapes (Santos et al. 2022). In particular, cocoa agroforests have shown the ability to

support a wide variety of species from different biological groups (Cassano et al. 2009), including birds, which can utilize this system to obtain resources (Cassano et al. 2009; Cabral et al. 2021; Jarrett et al. 2021). However, there is still a lack of information on how cocoa agroforests can impact bird reproduction, whether by acting as additional breeding sites in highly degraded landscapes or by reducing reproductive success due to increased nest predation events.

In the Neotropical region, the main groups of nest predators of birds are mammals, reptiles, and birds (Menezes and Marini 2017). Several studies have demonstrated that these groups are influenced by landscape and local characteristics (Garden et al. 2010; Cassano et al. 2014; Ferreira et al. 2020; Cardoso et al. 2023). Thus, nest predation is probably affected by environmental characteristics acting at both spatial scales. For instance, some previous studies have demonstrated higher bird nests predation in small forest patches (Marzluff and Restani 1999; Thompson et al. 2002; Herkert et al. 2003; Stephens et al. 2004). Other studies have shown that nest predation increases markedly in landscapes with reduced forest cover (Robinson et al. 1995; Hartley and Hunter 1998; Vander Haegen 2007). In particular, the high nest predation in mosaics of agricultural lands and forest fragments is associated to a high abundance of generalist predators (Andren et al. 1985; Andren 1992; Marzluff and Restani 1999), coupled with a higher likelihood of finding nests in small forest patches (Chalfoun et al. 2002).

At the local scale, previous studies have observed an association between bird nest predation and vegetation structure (Seibold et al. 2013; de Aguiar et al. 2022). In particular, higher predation rates were found in habitats with lower local vegetation density and greater canopy openness (Martin and Joron 2003; Djomo Nana et al. 2015; de Aguiar et al. 2022). These local determinants play a crucial role in shaping the habitat quality for nest predators (Seibold et al. 2013), influencing conditions and resource availability (Ferreira et al. 2020). Additionally, local characteristics impact nest visibility to predators. For instance, some studies have observed that an increase in vegetation density can reduce the risk of predation due to the predator's difficulty in movement and ability to locate the nests (Baines et al. 2004; Tirpak et al. 2006). In the context of agroforestry systems, we do not know how the habitat structure affects bird nest predation. However, modifications in the structure of the agroforests resulting from more intensive management practices are likely to contribute to vegetation homogenization and the creation of more open canopies, thereby increasing the risk of nest predation.

In our study, we assessed the effect of landscape context (native forest cover, total

forest cover [native forest and agroforests] and number of forest fragments) and local factors (number of cocoa trees, shaded trees, understory plants, and canopy openness) on the number of predated bird nests in cocoa agroforests. Specifically, artificial nests were placed on the ground and in the understory of 30 agroforests located within the domain of the Atlantic Forest in northeastern Brazil. In addition, the agroforests were embedded in three regions with contrasting land-use change patterns (i.e. with different percentages of native forest cover, and different types and amounts of agricultural lands). We predicted that (i) predation will be higher in ground nests due to the greater variety of predators that can more easily access the eggs in this stratum (Matysioková and Remeš 2023; Pretelli et al. 2023). We also predicted that (ii) nest predation will be higher in highly deforested landscapes (i.e., composed of a reduced amount of native forest), especially in the most degraded region. In particular, forest loss and degradation can decrease the resource availability, prompting predators, especially generalist species, to seek food in alternative environments, such as cocoa agroforests (Fehlmann et al. 2021). In addition, we expected (iii) a higher nest predation in highly managed agroforests, characterized by a high number of cocoa trees, reduced number of shaded trees and understory plants, and consequent increase in canopy openness. Such local conditions are likely to favor predation due to the vegetation simplification and homogenization, which can facilitate the visibility of nests by predators, and promote a suitable habitat for the proliferation of generalist predators (Martin and Joron 2003; Seibold et al. 2013; de Aguiar et al. 2022). Finally, we expected that (iv) landscape context can modulate the effect of local factors on nest predation. Specifically, predation may be reduced in highly managed agroforests when they are located within landscapes composed by a high percentage of forest cover.

Methods

Study area

The study was conducted in 30 cocoa agroforests distributed across southern Bahia state, Brazil - an area on the domain of Atlantic forest biome (Fig. 1). In particular, the cocoa agroforests, separated by at least 2 km from each other, were equally distributed in three regions (Fig. 1) exhibiting different amounts of native forests, as well as distinct land uses, such as secondary forests, pasture areas, and plantations of eucalyptus (*Eucalyptus* sp), and rubber tree (*Hevea brasiliensis*) (Cabral et al. 2021). The

northernmost region (hereafter, High Agroforestry Cover (HAC) region; Fig. 1b) is distinguished by a moderate forest cover of 42%, a substantial cocoa agroforestry cover of 39%, and a limited expanse of open areas (mainly cattle pastures), constituting merely 8% of the area. The central portion of our study area (hereafter, High Forest Cover (HFC) region; Fig. 1c) exhibits a significant extent of forest cover, totaling 53%, primarily concentrated in the Una Biological Reserve and the Una Wildlife Refuge - two federally protected conservation units spanning a combined area of 34,804 hectares. Its matrix is dominated by cocoa agroforestry systems (23%) and cattle pastures (12%). In contrast, the southernmost region (hereafter, Low Forest Cover (LFC) region; Fig. 1d) exhibits extensive deforestation, featuring a mere 32% forest cover. The landscape of this region is notably more homogeneous, characterized by the prevalence of pastures (30%), eucalyptus plantations (6%), and a minimal presence of cocoa agroforestry (17%). The average annual temperature of the study area is 25 °C, and precipitation varies between 1200-1800 mm (Mori et al. 1983).

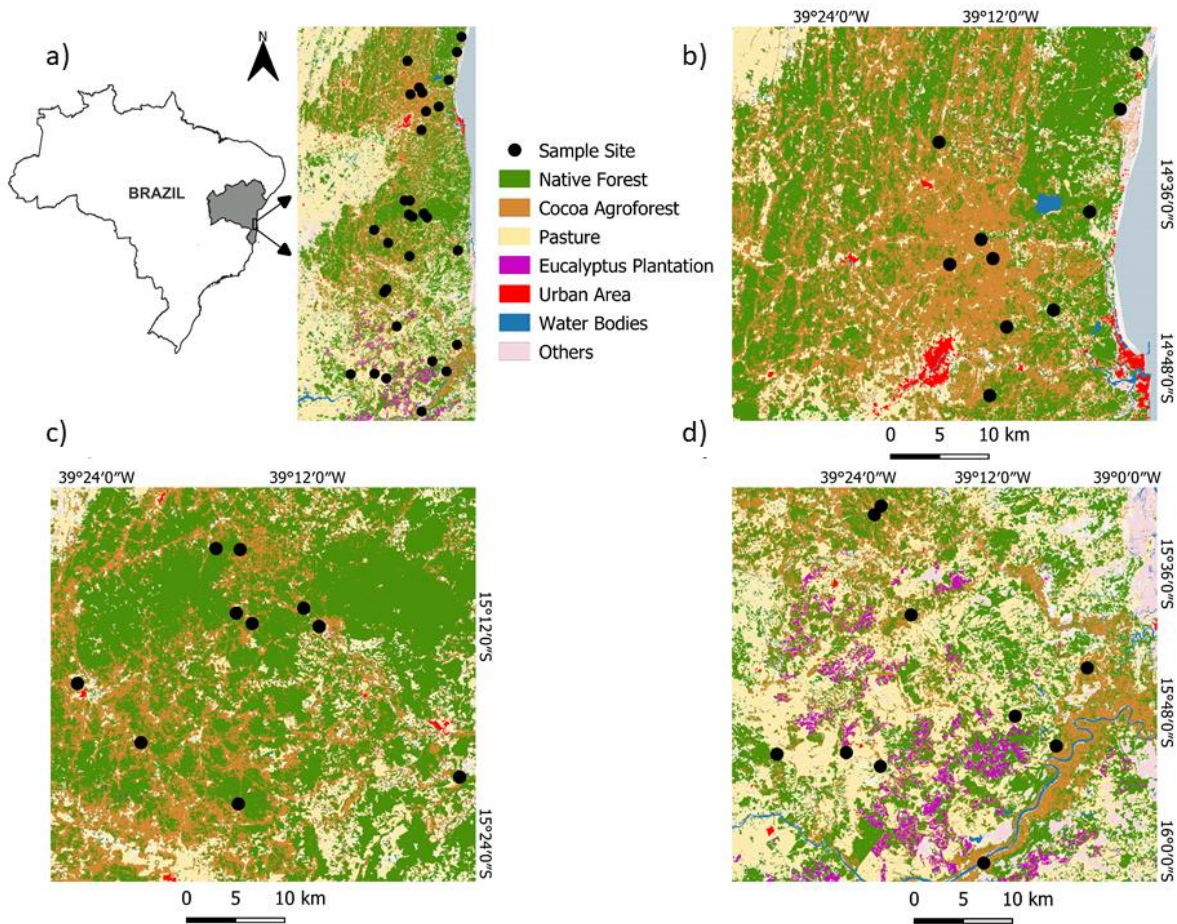


Fig. 1 Map of the study area, a) showing the spatial distribution of the 30 sampled cocoa

agroforests (black dots). b) Representation of the HAC region, characterized by moderate forest cover and high amount of cocoa agroforests. c) The HFC region is dominated by native forests and a moderate amount of cocoa agroforests. d) The LFC region is highly deforested, with low amount of cocoa agroforests and predominance of pasture areas and eucalyptus plantations

Landscape characteristics

To calculate the landscape metrics, we used the mapping recently developed by MapBiomass project that estimated the area designated to cocoa agroforests in 83 municipalities in the Bahia state (MapBiomass Cacau 2023). Then, we used Landscape Ecology Statistics (lecoS) plugin (Jung 2016) in the QGIS software to estimate three variables related to landscape structure, two of which are linked to landscape composition (native forest cover and total forest cover, which considers both native forests and cocoa agroforests), and one related to landscape configuration (number of native forest fragments). These metrics were selected based on previous studies highlighting their importance as predictors of bird diversity in human-modified landscapes (Smith et al. 2011; Boesing et al. 2018). Each landscape variable was estimated within different buffers (400, 500, 600, 700, 800, 900, and 1000 m) from the center of each cocoa agroforest. We avoid using buffers greater than 1000 m to ensure independence between landscapes. Furthermore, we avoided buffers smaller than 400 meters because this is the minimum size required to accommodate all artificial nests within each agroforest. This approach was adopted since it is not possible to a priori define the spatial scale for assessing the effect of landscape variables on the response variable (see more details below in section “Landscape spatial scale effect”).

Local vegetation structure

In each agroforest, we measured four local descriptors (number of cocoa trees, number of shaded trees, number of understory plants, and canopy openness) related to management intensification. We chose these variables because they are directly affected by the management practices of farmers (Cassano et al. 2014). In addition, these variables can affect the detectability of nests and the habitat quality for predators (Seibold et al. 2013; de Aguiar et al. 2022). In each agroforest we established 3 plots of 50 x 3 m, separated by at least 20 m from each other, and counted the number of shaded trees with a minimal diameter at breast height (DBH) ≥ 10 cm, including both native and exotic species. Additionally, we recorded the number of cocoa trees in each plot. We counted

the number of understory plants (10–100 cm in height) in 3 subplots of 0.5 x 0.5 m distributed (0, 25, and 50 m) within each plot, including seedlings, herbaceous plants, and small shrubs. However, creeping plants were not considered in our assessment. In particular, the number of cocoa trees, shaded trees and understory plants in each agroforest was considered the sum of the number of stems recorded in the plots. Using a Motorola E7 smartphone equipped with a hemispherical fisheye lens, we also estimated the canopy openness of each agroforest using 3 photos per plot, spaced at least 25 m apart from each other. The photos were taken at a height of 4 meters to capture the canopy solely of shade trees, thereby excluding the cocoa trees. Then, we used Gap Light Analyzer (Glama) application (Frazer et al. 1999) to estimate the average canopy openness of each agroforest.

Artificial nests predation experiment

In each cocoa agroforest, 40 artificial nests were installed, evenly distributed between the ground and the understory, with a minimum distance of 15 m between them (as conducted by Willson et al. 2001; Burke et al. 2004). This distance was adopted to widely distribute the nests in each agroforestry system. In particular, ground nests were constructed by creating a small cavity filled with twigs and leaves from the litter (Maier and DeGraaf 2000), aiming to resemble the nests of ground-nesting bird species in the region, such as those of the *Crypturellus* genus. In contrast, understory nests were constructed using coconut fiber (Cocquelet et al. 2019) and lined with dry leaves and twigs. These nests were affixed to cocoa trees (at a height of 1.5 to 2 meters) using thin wire. In each nest, we placed two quail or synthetic eggs (Biagolini-Jr and Perrella 2020). Thus, in our study, 20 nests were allocated on the ground and 20 in the understory of each agroforest, half of which comprised quail eggs and the remaining with synthetic eggs. The number of eggs per nest was defined based on the clutch size of tropical passerine birds (Boyce et al. 2015). The quail eggs had a length of approximately 25 to 30 mm, and the synthetic eggs were made of non-toxic plasticine (Corfix) in white color, with a size similar to quail eggs. We chose to use two types of eggs in our study, given the lack of consensus in the literature regarding the most appropriate model (Major and Kendal 1996; Maier and Degraaf 2001; Alvarez and Galetti 2007). Thus, we adopted two of the main models widely used in studies on artificial nest predation (Pärt and Wretenberg 2002; de Aguiar et al. 2022). This approach aims to increase the chances of predation and reduce possible biases derived from the exclusive choice of a single model of egg, as suggested

by Alvarez and Galetti (2007).

The experiment was conducted between February and May 2023, and the nests were exposed for 15 days in each agroforestry plot, encompassing the average incubation period of Neotropical birds (Sick et al. 1997). Nests were considered predated when at least one of the eggs showed signs of predation, such as shell breakage in quail eggs or predation marks on synthetic eggs, including evidence of claw marks, bites, and pecking (Biagolini-Jr and Perrella 2020).

Landscape spatial scale effect

Given that the influence of landscape metrics on biodiversity is scale-dependent (Fahrig 2013; Jackson and Fahrig 2015), we conducted a multiscale analysis to determine the optimal spatial scale (i.e., landscape size, see Fahrig 2013) for assessing the effects of the landscape metrics on our response variable (number of predated nests). Therefore, we estimated the total percentage of forest (including native forest and cocoa agroforest), native forest, and the number of native forest fragments within seven circular landscapes of different sizes, with radius ranging from 400 to 1000 m. Then, we used linear models to identify the most suitable landscape size to analyze the effect of each landscape metric on the number of predated nests. In particular, the best effect scale was defined based on the size of the landscape in which the relationship between each landscape metric and the response variable is strongest (i.e., highest relationship coefficient - R^2) (Fahrig 2013; Jackson and Fahrig 2015). More details about the analysis, including the results, can be seen in the Appendix A in the supplementary material.

Statistical analysis

We first tested the correlation between all local and landscape predictors using a Pearson's test to avoid collinearity (r -values ≥ 0.60) within the same model (see results in Appendix B). We also applied a logarithmic transformation to the number of understory plants to meet the assumptions of the analyses. Then, we used generalized linear mixed models with a Poisson distribution, using the 'glmmTMB' function available in the 'glmmTMB' package (Brooks et al. 2017), to assess the effect of environmental variables on the number of predated nests. We constructed all possible combinations of models containing from one to four non-correlated predictor variables. In particular, our complete models were composed of four predictor variables, which included two environmental descriptors (one local and one landscape predictor), as well as study region

(HAC, HFC and LFC) and nest location (ground and understory) as categorical factors. Also, we considered the type of egg (quail or synthetic) as a random factor to control a possible undesirable effect of this variable on our results. We also constructed models incorporating interactions between variables to examine how landscape variables can modulate the impact of local variables on the number of predated nets. Furthermore, we developed a null model to assess whether the models were better than expected at random.

We used the corrected Akaike Information Criterion for small samples (AICc) to select the best models. Models with $\Delta\text{AICc} \leq 2$ were considered parsimonious. We also evaluated the fit of the plausible models using the 'simulateResiduals' function from the 'DHARMa' package (Hartig 2020). This function provides significance values for tests of normality (KS test), overdispersion (dispersion test), and outliers (Outlier test) (see Appendix C and D). Additionally, we examined the spatial autocorrelation in the residuals of the best models based on Moran's I autocorrelation coefficient (Legendre 1993) (see results in Appendix E). All analyses were performed in R 4.2.3 software (R Development Core Team 2023).

Results

We recorded 637 predated artificial nests, which corresponds to 53.3% of all nests installed ($n = 1200$) in the 30 cocoa agroforests (mean = 21.23; standard deviation = 6.87). Of the total, 54.63% of nests ($n = 348$) were predated in the ground, while 45.36% of nests ($n = 289$) were predated in the understory. We also observed a variation in the number of nests predated between the studied regions, with the highest predation being recorded in HAC region (242 nests, 38%), followed by LFC (210 nests, 33%) and HFC (185 nests, 28%) regions.

Our results highlight seven parsimonious models ($\Delta\text{AICc} \leq 2$) to explain the influence of local and landscape variables on the number of predated nests. All of these models showed good fits and met all assumptions (Appendix C and D). In addition, spatial autocorrelation was not identified in the residuals of the parsimonious models (Appendix E). We observed that the study region and nest location have a significant effect ($P < 0.005$) on the number of predated nests in cocoa agroforests (Table 1). In particular, we recorded a higher number of predated nests on the ground (Fig. 2a), especially in the HAF region (Fig. 2b).

Table 1. Parameters of the best models ($\Delta\text{AIC} \leq 2$) used to explain the number of predated

artificial bird nests in 30 cocoa agroforestry systems located in the Brazilian Atlantic Forest. The significant variables ($P \leq 0.05$) are highlighted in bold.

Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	0.67403	0.76079	0.886	0.375
Native forest cover	0.04116	0.01837	2.241	0.025
Number of understory plants	0.28093	0.15596	1.801	0.071
LFC	-0.17513	0.10353	-1.692	0.091
HFC	-0.23676	0.09974	-2.374	0.017
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Native forest cover : Number of understory plants	-0.00959	0.00392	-2.447	0.014
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	0.82423	0.31347	2.629	0.008
Number of forest fragments	0.05511	0.01714	3.214	0.001
Number of cocoa trees	0.01168	0.00391	2.993	0.002
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Number of forest fragments : Number of cocoa trees	-0.00072	0.00026	-2.757	0.005
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	-0.02984	0.90044	-0.302	0.973
Total forest cover	0.02323	0.01055	2.202	0.027
Number of cocoa trees	0.03463	0.01265	2.74	0.006
LFC	-0.15126	0.10889	-1.389	0.164
HFC	-0.24534	0.10397	-2.36	0.018
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Total forest cover : Number of cocoa trees	-0.00041	0.00015	-2.733	0.006
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	1.72553	0.17664	9.768	<0.001

Number of forest fragments	0.00939	0.00447	2.097	0.035
LFC	-0.17004	0.09526	-1.785	0.074
HFC	-0.27704	0.09774	-2.834	0.004
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	1.40337	0.26028	5.392	<0.001
Number of forest fragments	0.03307	0.01225	2.699	0.006
Number of shade trees	0.00986	0.00534	1.845	0.065
LFC	-0.11956	0.09947	-1.202	0.229
HFC	-0.26221	0.09868	-2.657	0.007
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Number of forest fragments : Number of shade trees	-0.00094	0.00046	-2.039	0.041
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	1.13797	0.35366	3.218	0.001
Number of forest fragments	0.04371	0.01787	2.446	0.014
Number of cocoa trees	0.00838	0.00425	1.973	0.048
LFC	-0.11814	0.10334	-1.143	0.252
HFC	-0.19814	0.10646	-1.861	0.062
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Number of forest fragments : Number of cocoa trees	-0.00054	0.00027	-1.968	0.049
Model	Estimate	Std. Error	z-value	P-value
Intercept	0.33969	0.75858	0.448	0.654
Native forest cover	0.04658	0.01863	2.501	0.012
Number of understory plants	0.32354	0.15672	2.064	0.038
Understory	-0.18577	0.07958	-2.334	0.019
Native forest cover : Number of	-0.01074	0.00399	-2.692	0.007

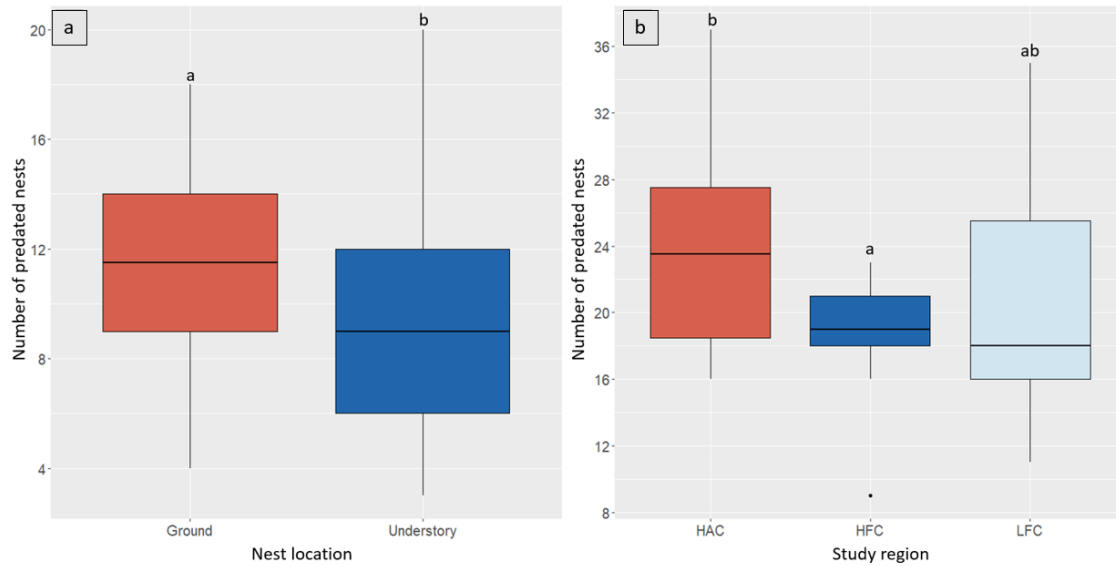


Fig. 2 Effects of nest location (a) and study region (b) on the number of predated bird nests in 30 cocoa agroforests. The regions are categorized as HAC (High Agroforest Cover), HFC (High Forest Cover), and LFC (Low Forest Cover), as highlighted in Figure 1. Boxes represent the interquartile range (IQR), with the central bar indicating the median, and whiskers extending up to 1.5*IQR. Different letters indicate significant differences ($P < 0.05$) among groups

Our models revealed that several predictors, both local and landscape scale, significantly affect the number of predated nests. In addition, the majority of parsimonious models evidenced that the effect of local variables on predated nests depend on the landscape context (significant effects of the interaction between local and landscape variables, see Table 1). In particular, our findings evidenced an increase in the number of predated nests in cocoa agroforests with a high number of understory plants and situated in landscapes with low native forest cover, but the opposite pattern occurred in more forested landscapes (Fig. 3a). We also observed that nest predation increases in agroforests with a high number of cocoa trees and embedded in landscapes with low total forest cover, but the opposite pattern occurred in more forested landscapes (Fig. 3b). Furthermore, we detected that the number of predated nests increases in agroforests with a high number of cocoa trees, but when situated in landscapes with low fragmentation level (i.e., with a reduced number of forest fragments). However, this pattern is altered in highly fragmented landscapes (Fig. 3c). Finally, our results also highlighted that the

number of predated nests increases in agroforests with a high number of shaded trees, particularly when situated in landscapes with low number of forest fragments, although an opposite pattern was observed in highly fragmented landscapes (Fig. 3d).

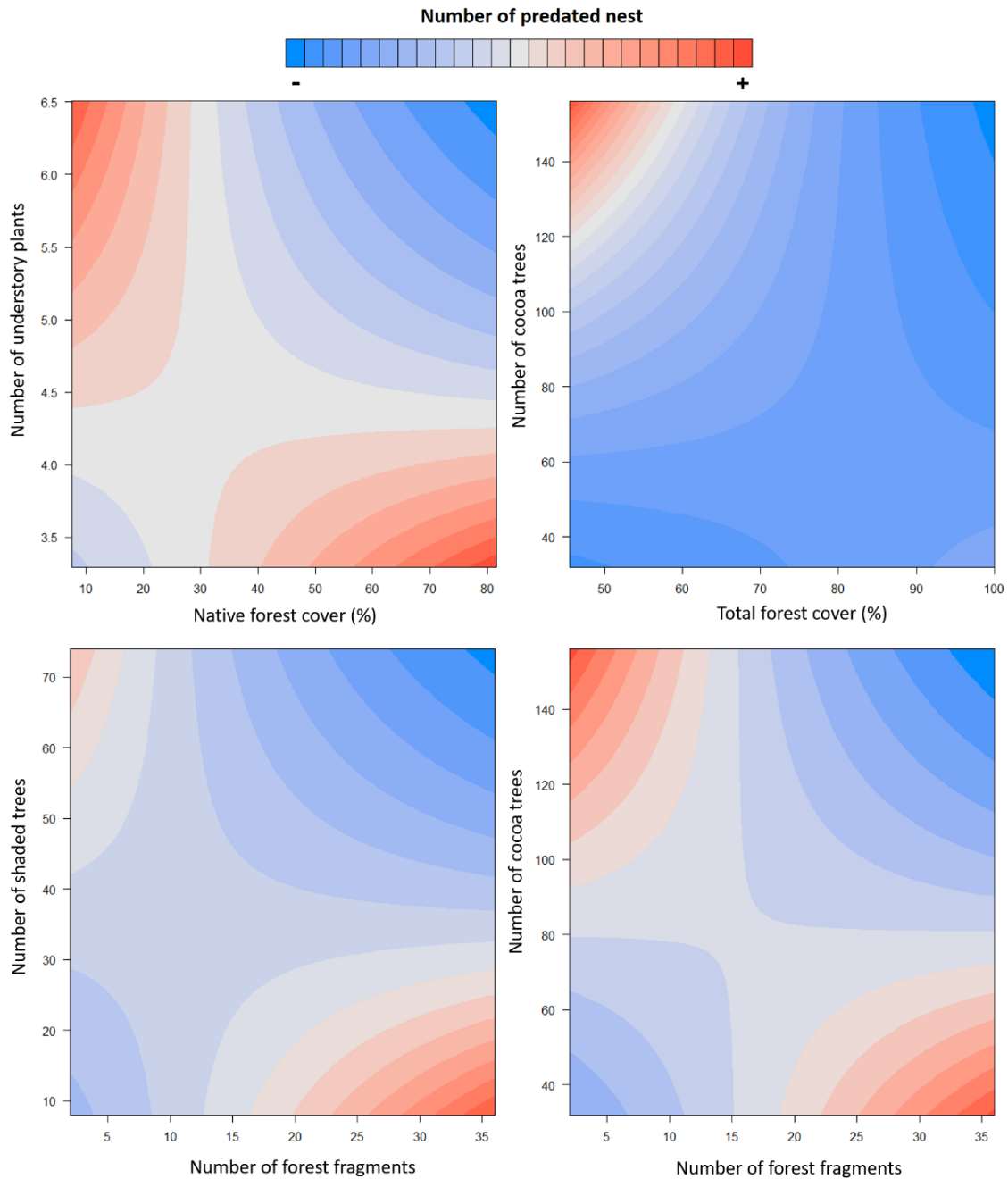


Fig. 3 Interactive effects of landscape characteristics (native forest cover, total forest cover and number of forest fragments, on the x-axis) and local structure (number of cocoa trees, shaded trees, understory plants, on the y-axis) on the number of predated bird nests (represented by a color gradient) in cocoa agroforests. Dark shades of blue suggest scenarios of low predation, while those approaching red indicate scenarios with a higher number of predated nests

Discussion

Our study revealed that bird nest predation varies according to the local characteristics of cocoa agroforests and landscape context. In particular, we observed that ground nests are more vulnerable to predation than understory nests, especially at sites located in the region presenting high agroforestry cover. Our findings also indicated that agroforests composed of a high number of cocoa trees, understory plants and shaded trees experience higher nest predation when located in landscapes with low forest cover and a reduced number of forest fragments. As discussed below, these results have severe impacts on bird survival in human-modified landscapes.

As predicted, we demonstrated that predation is more intense in ground nests; a pattern also observed in previous studies conducted in tropical forests (Ricklefs 1969; Söderström 1999; Pangau-Adam et al. 2006; Alvarez and Galetti 2007; Galvão et al. 2018). Indeed, the broad spectrum of ground nest predators, particularly mammals and reptiles (Galetti et al. 2009; Galvão et al. 2018; Matysioková and Remeš 2023; Pretelli et al. 2023), combined with the ease of nest detection in this stratum, has been identified as the primary factor contributing to elevated rates of predation in ground nests (Chen et al. 2015; Matysioková and Remeš 2023; Pretelli et al. 2023). Previous studies in the Atlantic Forest highlight tegus (*Salvator merianae*), opossums (*Didelphis aurita*), coatis (*Nasua nasua*), and agoutis (*Dasyprocta spp.*) as the main predators of ground nests (Alvarez and Galetti 2007; Galetti et al. 2009; Gallo and Abessa 2014; Galvão et al. 2018). Furthermore, domestic animals such as dogs (*Canis lupus*) and cats (*Felis catus*), acknowledged as significant threats to avifauna (Ferreira and Genaro 2017; Doherty et al. 2017; Malpass et al. 2018; Siqueira et al. 2020), may have contributed to the high predation observed in ground nests. In particular, these animals were commonly detected in a work conducted in cocoa agroforests in the same studied area (Cassano et al. 2014; Ferreira et al. 2020), possibly due to the ease of access of these exotic predators to the agroforests located near human settlements. These findings may indicate that ground-nesting birds in cocoa agroforests, such as species from the families Tinamidae and Caprimulgidae, exhibit more vulnerable populations, hence facing a higher risk of local extinction.

Contrary to our prediction, we identified that the region with moderate forest cover and high amount of agroforestry systems (HAC region) exhibited the highest number of predated bird nests. This result may be associated with the intermediate

disturbance hypothesis (Connell 1978), given that the HAC region exhibits high heterogeneity of forested environments, including secondary and primary native forests, cocoa agroforests and rubber plantations, which could increase the diversity of nest predators (Benton et al. 2003; Tews et al. 2004; Jeliaskov et al. 2016). Furthermore, this region hosts two of the most populous cities, Ilhéus and Itabuna, in the Bahia state, which may facilitate the presence of exotic predators in the agroforests. Therefore, such characteristics may increase the abundance of predators, thus contributing to high predation rates on bird nests. In contrast, the reduced number of predated nests in the high forest cover region may indicate that a high amount of native habitat in this region allows predators to obtain necessary resources from forest remnants, thus avoiding foraging in agricultural systems such as cocoa agroforests (Ferreira et al. 2020).

Our findings highlighted an increase in the number of predated nests in cocoa agroforests presenting a high number of understory plants and cocoa trees, particularly when located in deforested landscapes. This result contrasts with previous studies that indicated a reduction in bird nest predation in habitats with denser vegetation (Martin and Joron 2003; Seibold et al. 2013; Djomo Nana et al. 2015; de Aguiar et al. 2022). In particular, in highly deforested landscapes, agroforests are expected to serve as supplementary habitat for various species (Tscharntke et al. 2012; Arroyo-Rodriguez et al. 2020), including predators, due to the scarcity of resources found in the few and degraded forest remnants. In addition, agroforests with a dense understory are likely to provide more suitable climatic conditions (Hawke and Wedderburn 1994), which could favor foraging activity and thus lead to an increase in nest predation. The increase of local vegetation density also promotes an enhancement in the leaf litter layer on the ground, a crucial aspect for reptiles (Wanger et al. 2009), such as snakes and lizards, which play a pivotal role as nest predators (Menezes and Marini 2017). For instance, *Salvator merianae*, a voracious egg predator, is commonly observed in areas with dense vegetation (Ferreguetti et al. 2018). In addition, sites composed of denser vegetation may provide numerous pathways for predators, such as snakes, thereby facilitating access to the nests (Koenig et al. 2007).

We also detected an increase in the number of predated nests in cocoa agroforests composed by a high number of cocoa trees and shaded trees and located in landscapes with low fragmentation level (i.e., with a reduced number of forest fragments). In these agroforests, the presence of large trees can create suitable habitat for various predators

that feed on eggs, such as some primates and scansorial species, such as the *D. aurita* and *Eira barbara* (Menezes and Marini 2017). These species have been extensively documented in previous studies conducted in cocoa agroforests (Cassano 2012; Cassano et al. 2014; Ferreira et al. 2020). In addition, in our region, jackfruit trees are widely used in the agroforests to shade cocoa trees (Piasentin et al. 2014), with their fruit commonly appreciated by omnivorous primates such as *Callithrix jacchus*, *C. penicillata*, and *Leontopithecus chrysomelas*. In particular, these primate species are recognized as voracious predators of bird nests (Menezes and Marini 2017; Zaluar et al. 2022). Another hypothesis that could explain this result is associated with cross-habitat spillover (see Blitzer et al. 2012; Tschardt et al. 2012). In landscapes with low levels of fragmentation, the connection between forest remnants may favor the movement of native species, such as generalist mesopredators, thereby increasing the likelihood of accessing cocoa agroforests. In fact, spillover from native habitat to agricultural systems has been documented for a wide range of species, including predatory birds (Bianchi et al. 2006; Maas et al. 2015; Boesing et al. 2017) and mammals (Estavillo et al. 2013). For instance, *D. aurita* exhibits the ability to move from forest patches to matrix, especially in more forested landscapes (Estavillo et al. 2013). This ability also may be observed in *N. nasua*, as evidenced by similar capture rates in both native forests and cocoa agroforests in the same studied area (Cassano et al. 2012).

Despite the clear results presented in our study, we acknowledge that experiments involving the use of artificial nests have some limitations compared to natural nests, such as absence of parental care, characteristics of the nests, and egg texture and size, that may affect the predation (Major and Kendal 1996). While our study aims to mitigate potential biases associated with this method (e.g., using eggs with different textures, employing local materials in nest composition, and replicating the size and shape of nests with those of medium-sized birds inhabiting the region), we recognize that predation rates in artificial nests may differ from real-world conditions. However, by standardizing the same method across all sampled agroforests, we controlled for potential methodological biases, enabling us to assess the impact of environmental factors on the number of predated artificial nests. Also, it is important to emphasize that locating and non-invasively monitoring natural nests is a challenging task. Therefore, the use of artificial nests continues to be widely employed in ecological studies (Djomo Nana et al. 2015; Krüger et al. 2018; Cocquelet et al. 2019; Bravo et al. 2022).

In our study, we limited our sampling to cocoa agroforestry systems, and therefore, we do not know if the effect of local and landscape variables on nest predation operates in the same way in native habitats, such as forest remnants. Therefore, we recommend that future research be dedicated to comparing predation rates between these environments, enabling a more comprehensive understanding of the role of cocoa agroforests in bird nest predation. We also suggest that future studies monitor bird nests (e.g. using camera traps) to identify potential predators and understand how the predator community is altered in response to environmental changes.

Conservation implications

Our results highlighted several scenarios (see Fig. 3) showing high predation on artificial nests, which may disadvantage the reproductive success of birds nesting in cocoa agroforests. This is concerning, considering that high rates of nest predation can drive population decline and increase the likelihood of species extinction (Martin 1987). Although this negative effect was evidenced particularly for birds nesting in the understory and on the ground, such as members of the families Pipridae, Caprimulgidae and Tinamidae, other species that use canopy stratum may also have their populations threatened. This is the case of Pink-legged Graveteiro - *Acrobatornis fonscai*, an endemic and endangered bird species that exclusively inhabits cocoa agroforests in southern Bahia (Cassano et al. 2009).

Our study revealed that landscape context shapes the effects of local factors on the number of predated nests. In particular, we observed that nest predation is less intense in agroforests located in more forested landscapes presenting a high number of forest fragments. Therefore, we recommend restoring highly deforested landscapes. This conservation strategy can be implemented by increasing the size of existing forest remnants, as well as by creating new forest fragments in severely degraded landscapes. Additionally, our study found that agroforests with a moderate to high number of understory plants, situated in landscapes with intermediate forest cover, exhibit a low number of predated nests. Thus, we recommend restoring severely deforested landscapes until they achieve intermediate levels of forest cover, as well as maintaining these levels in landscapes that already possess such coverage. We believe that implementing this management strategy is feasible for producers. In addition to landscape-scale measures, strategies at the local scale can reduce predation and even benefit farmers. For instance, in highly deforested landscapes, a scenario commonly observed in southern Bahia

(MapBiomass 2023), another alternative would be trimming undergrowth plants. This local management strategy may attract fewer predators and facilitate cocoa tree management for local farmers.

Acknowledgments

This study is part of the Eco-nomia das Cabruças Project, coordinated by Dr. Maira Benchimol. We would like to express our gratitude to the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the scholarship granted to E.C.B, and to the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the productivity scholarship (303302/2022-4) awarded to J.C.M-F. We also appreciate the assistance in the data collection provided by Andres Sarmiento, Gabriela Ferreira, Maria Ventorin, Martín López, and José Victor Ferreira; and local landowners for allowing us to work on their property.

References

- Alvarez AD, Galetti M (2007) Predação de ninhos artificiais em uma ilha na Mata Atlântica: testando o local e o tipo de ovo. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:1011–1016.
- Andren H (1992) Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73:794–804.
- Andrén H, Angelstam P, Lindström E, Widen P (1985) Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 273–277.
- Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Tabarelli M, Watling JI, Tischendorf L, Benchimol M, Cazetta E, Faria D, Leal IR, Melo FPL (2020) Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters* 23:1404–1420.
- Baines D, Moss R, Dugan D (2004) Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 59–71.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution* 18:182–188.
- Biagolini-Jr C, Perrella DF (2020) Bright coloration of male blue manakin is not connected to higher rates of nest predation. *Acta Ethologica* 23:183–191.
- Bianchi FJJA, Booij CJH, Tschardt T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 273:1715–1727.
- Blitzer EJ, Dormann CF, Holzschuh A, Klein AM, Rand TA, Tschardt T (2012) Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146:34–43.
- Boesing AL, Nichols E, Metzger JP (2017) Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology* 32:931–944.
- Boesing AL, Nichols E, Metzger JP (2018) Land use type, forest cover and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. *Journal of Applied Ecology* 55:1252–1264. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13032>
- Boyce AJ, Freeman BG, Mitchell AE, Martin TE (2015) Clutch size declines with elevation in tropical birds. *The Auk: Ornithological Advances* 132:424–432.
- Bravo C, Sarasa M, Bretagnolle V, Pays O (2022) Detectability and predator strategy affect egg depredation rates: Implications for mitigating nest depredation in farmlands. *Science of the Total Environment* 829:154558.
- Brooks ME, Kristensen K, Van Benthem KJ, Magnusson A, Berg CW, Nielsen A, Skaug HJ, Machler M, Bolker BM (2017) glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9:378–400.
- Burke DM, Elliott K, Moore L, Dunford W, Nol E, Phillips J, Holmes S, Freemark K (2004) Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Biology* 18:381–388. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00014.x>

- Cabral JP, Faria D, Morante-Filho JC (2021) Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management* 481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118704>
- Cain ML, Bowman WD, Hacker SD (2017) *Ecologia*. Artmed Editora.
- Cardoso I, Bueno AS, Morante-Filho JC (2023) Number of forest fragments and understory plants exert opposite effects on multiple facets of bird diversity in eucalypt plantations. *Landscape Ecology* 38:1069–1083. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01601-5>
- Cassano CR, Barlow J, Pardini R (2014) Forest loss or management intensification? Identifying causes of mammal decline in cacao agroforests. *Biological Conservation* 169:14–22. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.006>
- Cassano CR, Schroth G, Faria D, Delabie JHC, Bede L (2009) Landscape and farm scale management to enhance biodiversity conservation in the cocoa producing region of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 18:577–603.
- Chalfoun AD, Thompson III FR, Ratnaswamy MJ (2002) Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16:306–318.
- Chen WJ, Lee P, Lin R (2015) Identifying predators of passerine shrub and ground nests in a lowland forest of Taiwan. *Taiwan Journal of Biodiversity* 17:101–120.
- Chen X, Zhang Q, Lan S, Chen S, Wang Y (2022) Nest predation pressure on Chinese Bulbuls decreases along the urbanization gradient in Hangzhou, China. *Avian Research* 13. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100049>
- Cocquelet A, Mårell A, Bonthoux S, Baltzinger C, Archaux F (2019) Direct and indirect effects of ungulates on forest birds' nesting failure? An experimental test with artificial nests. *Forest Ecology and Management* 437:148–155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.025>
- Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* 199:1302–1310.
- de Aguiar IR, Vianna VR, Dias RI (2022) Nest density, egg conspicuity, vegetation structure and seasonality affect artificial nest predation in the Brazilian Cerrado. *Journal of Tropical Ecology* 38:362–369. <https://doi.org/10.1017/s0266467422000268>
- Dias RI, Macedo RH (2011) Nest predation versus resources in a Neotropical passerine: constraints of the food limitation hypothesis. *Ornis Fennica* 88:30–39.
- Djomo Nana E, Sedláček O, Doležal J, Dančák M, Altman J, Svoboda M, Majeský L, Hořák D (2015) Relationship between Survival Rate of Avian Artificial Nests and Forest Vegetation Structure along a Tropical Altitudinal Gradient on Mount Cameroon. *Biotropica* 47:758–764. <https://doi.org/10.1111/btp.12262>
- Doherty TS, Dickman CR, Glen AS, Newsome TM, Nimmo DG, Ritchie EG, Vanak AT, Wirsing AJ (2017) The global impacts of domestic dogs on threatened vertebrates. *Biological Conservation* 210:56–59.

- Estavillo C, Pardini R, Rocha PLBD (2013) Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and the use of matrix habitats. *PloS One* 8:e82369.
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649–1663.
- Fehlmann G, O’riain MJ, Fürtbauer I, King AJ (2021) Behavioral causes, ecological consequences, and management challenges associated with wildlife foraging in human-modified landscapes. *BioScience* 71:40–54.
- Ferreguetti ÁC, Pereira-Ribeiro J, Bergallo HG, Rocha CFD (2018) Abundance, density and activity of *Salvator merianae* (Reptilia: Teiidae) and the effect of poaching on the site occupancy by the lizard in an Atlantic Forest Reserve, Brazil. *Austral Ecology* 43:663–671.
- Ferreira GA, Genaro G (2017) Predation of birds by domestic cats on a Neotropical Island. *International Journal of Avian & Wildlife Biology* 2:00017.
- Ferreira AS, Peres CA, Dodonov P, Cassano CR (2020) Multi-scale mammal responses to agroforestry landscapes in the Brazilian Atlantic Forest: the conservation value of forest and traditional shade plantations. *Agroforestry Systems* 94:2331–2341. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00553-y>
- Fischer JD, Cleeton SH, Lyons TP, Miller JR (2012) Urbanization and the predation paradox: the role of trophic dynamics in structuring vertebrate communities. *Bioscience* 62:809–818.
- Fleming PA, Bateman PW (2018) Novel predation opportunities in anthropogenic landscapes. *Animal Behaviour* 138:145–155.
- Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP (1999) Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York 36.
- Galetti M, Bovendorp RS, Fadini RF, Gussoni COA, Rodrigues M, Alvarez AD, Guimarães Jr PR, Alves K (2009) Hyper abundant mesopredators and bird extinction in an Atlantic forest island. *Zoologia* 26:288–298.
- Gallo DG, Abessa DMS (2014) Predation on Artificial Nests in an Atlantic Rainforest Fragment from the Coast of Sao Paulo, Brazil. *Journal of Environment and Human* 1:2373–8332.
- Galvão CA, Francisco MR, Schlindwein MN (2018) Agroforestry system as a buffer zone in a Brazilian Atlantic Forest conservation unit: an artificial nest predation perspective. *Biota Neotropica* 18:e20170373.
- Garden JG, McAlpine CA, Possingham HP (2010) Multi-scaled habitat considerations for conserving urban biodiversity: native reptiles and small mammals in Brisbane, Australia. *Landscape Ecology* 25:1013–1028.

- Hartig F (2020) DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R Package Version 0.3, 3(5).
- Hartley MJ, Hunter ML (1998) A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12:465–469.
- Hawke MF, Wedderburn ME (1994) Microclimate changes under *Pinus radiata* agroforestry regimes in New Zealand. *Agricultural and Forest Meteorology* 71:133–145.
- Herkert JR, Reinking DL, Wiedenfeld DA, Winter M, Zimmerman JL, Jensen WE, Finck EJ, Koford RR, Wolfe DH, Sherrod SK (2003) Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. *Conservation Biology* 17:587–594.
- Hoover JP, Brittingham MC, Goodrich LJ (1995) Effects of forest patch size on nesting success of Wood Thrushes. *The Auk* 112:146–155.
- Jackson HB, Fahrig L (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24:52–63.
- Jarrett C, Smith TB, Claire TTR, Ferreira DF, Tchoumbou M, Elikwo MNF, Wolfe J, Brzeski K, Welch AJ, Hanna R (2021) Bird communities in African cocoa agroforestry are diverse but lack specialized insectivores. *Journal of Applied Ecology* 58:1237–1247.
- Jeliazkov A, Mimet A, Chargé R, Jiguet F, Devictor V, Chiron F (2016) Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216:9–22.
- Johnson RG, Temple SA (1990) Nest predation and brood parasitism of tallgrass prairie birds. *The Journal of Wildlife Management* 106–111.
- Jung M (2016) LecoS—A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics* 31:18–21.
- Katano I, Doi H, Eriksson BK, Hillebrand H (2015) A cross-system meta-analysis reveals coupled predation effects on prey biomass and diversity. *Oikos* 124:1427–1435. <https://doi.org/10.1111/oik.02430>
- Koenig SE, Joseph M, Wunderle Jr, Enkerlin-Hoeflich EC (2007) Vines and canopy contact: a route for snake predation on parrot nests. *Bird Conservation International* 17:79–91.
- Krüger H, Väänänen VM, Holopainen S, Nummi P (2018) The new faces of nest predation in agricultural landscapes—a wildlife camera survey with artificial nests. *European Journal of Wildlife Research* 64:76.
- Langerhans RB (2007) Evolutionary consequences of predation: avoidance, escape, reproduction, and diversification. *Predation in Organisms: A Distinct Phenomenon* 177–220.
- Laurance WF, Bierregaard Jr RO, Leigh Jr EC (1997) Tropical forest remnants. *Trends in Ecology and Evolution* 12:414.

- Legendre P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74:1659–1673.
- Lima SL (1998) Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *Bioscience* 48:25–34.
- Maas B, Tschardt T, Saleh S, Dwi Putra D, Clough Y (2015) Avian species identity drives predation success in tropical cacao agroforestry. *Journal of Applied Ecology* 52:735–743.
- Maier TJ, Degraaf RM (2000) Predation on Japanese Quail vs. House Sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *The Condor* 102:325–332.
- Maier TJ, Degraaf RM (2001) Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and zebra finch eggs in artificial-nest studies. *The Condor* 103:180–183.
- Major RE, Kendal CE (1996) The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138:298–307.
- Malpass JS, Rodewald AD, Matthews SN, Kearns LJ (2018) Nest predators, but not nest survival, differ between adjacent urban habitats. *Urban Ecosystems* 21:551–564. <https://doi.org/10.1007/s11252-017>
- MapBiomas (2023) Relatório Anual de Desmatamento 2022 - São Paulo, Brasil. <http://alerta.mapbiomas.org>. Accessed 08 February 2024.
- MapBiomas Cacau (2023) Relatório do Mapeamento do Cultivo Sombreado de Cacau no Sul da Bahia. https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/08/relat_mapbiomas_cacau_83mun_final.pdf. Accessed 08 February 2024.
- Martin J, Joron M (2003) Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos* 102:641–653.
- Martin TE (1987) Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predator. *Condor* 925–928.
- Marzluff JM, Restani M (1999) The Effects of Forest Fragmentation. *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications* 155.
- Matysioková B, Remeš V (2023) Nest predation decreases with increasing nest height in forest songbirds: a comparative study. *Journal of Ornithology*. <https://doi.org/10.1007/s10336-023-02108-1>
- Menezes JCT, Marini MÂ (2017) Predators of bird nests in the Neotropics: a review. *Journal of Field Ornithology* 88:99–114.
- Mezquida ET (2004) Nest site selection and nesting success of five species of passerines in a South American open Prosopis woodland. *Journal of Ornithology* 145:16–22. <https://doi.org/10.1007/s10336-003-0002-9>
- Mori SA, Boom BM, de Carvalho AM, dos Santos TS (1983) Southern Bahian moist forests. *The Botanical Review* 49:155–232.

Nahid MI, Fossøy F, Stokke BG, Begum S, Røskft E, Ranke PS (2020) How does human disturbance affect brood parasitism and nest predation in hosts inhabiting a highly fragmented landscape? *Global Ecology and Conservation* 24:e01295.

Pangau-Adam MZ, Waltert M, Mühlenberg M (2006) Nest predation risk on ground and shrub nests in forest margin areas of Sulawesi, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 15:4143–4158. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-3370-z>

Pärt T, Wretenberg J (2002) Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33:39–46.

Piasentin FB, Saito CH, Sambuichi RHR (2014) Local tree preferences in the cacao-cabruca system in the southeast of Bahia, Brazil. *Ambiente & Sociedade* 17:55–78.

Pretelli MG, Cavalli M, Chiaradia NM, Cardoni A, Isacch JP (2023) Location matters: survival of artificial nests is higher in small grassland patches and near the patch edge. *Ibis* 165:111–124. <https://doi.org/10.1111/ibi.13128>

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Ricklefs R (1969) The nesting cycle of songbirds in tropical and temperate regions. *Living Bird* 8:165–175.

Robinson SK, Thompson III FR, Donovan TM, Whitehead DR, Faaborg J (1995) Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267:1987–1990.

Robinson SK, Wilcove DS (1994) Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conservation International* 4:233–249.

Santos M, Cajaiba RL, Bastos R, Gonzalez D, Petrescu Bakış AL, Ferreira D, Leote P, Barreto da Silva W, Cabral JA, Gonçalves B, Mosquera-Losada MR (2022) Why Do Agroforestry Systems Enhance Biodiversity? Evidence From Habitat Amount Hypothesis Predictions. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.630151>

Schoener TW, Spiller DA, Losos JB (2001) Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. *Nature* 412:183–186.

Seibold S, Hempel A, Piehl S, Bässler C, Brandl R, Rösner S, Müller J (2013) Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. *Basic and Applied Ecology* 14:687–693. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.09.003>

Sick H, Haffer J, Alvarenga HF, Pacheco JF, Barruel P (1997) *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro.

Siqueira AJDS, Guzzi A, Lima PC, Damasceno JPT, Pichorim M, Fedrizzi CE (2020) Reproduction of the American Oystercatcher (“piru-piru”), *Haematopus palliatus* Temminck 1820 (Aves: Haematopodidae), in northeastern Brazil. *Journal of Natural History* 54:1513–1524.

- Slagsvold T (1982) Clutch size variation in passerine birds: the nest predation hypothesis. *Oecologia* 54:159–169.
- Smith AC, Fahrig L, Francis CM (2011) Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography* 34:103–113.
- Söderström B (1999) Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography* 22:455–463.
- Sosa RA, Lopez de Casenave J (2017) Edge effect on bird nest predation in the fragmented caldén (*Prosopis caldenia*) forest of central Argentina: an experimental analysis. *Ecological Research* 32:129–134.
- Stephens SE, Koons DN, Rotella JJ, Willey DW (2004) Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 115:101–110.
- Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.
- Thompson FR, Donovan TM, DeGraaf RM, Faaborg J, Robinson SK (2002) A multi-scale perspective of the effects of forest fragmentation on birds in eastern forests. *Studies in Avian Biology* 25:8–19.
- Tirpak JM, Giuliano WM, Miller CA, Allen TJ, Bittner S, Edwards JW, Friedhof S, Igo WK, Stauffer DF, Norman GW (2006) Ruffed grouse nest success and habitat selection in the central and southern Appalachians. *The Journal of Wildlife Management* 70:138–144.
- Tscharntke T, Tylianakis JM, Rand TA, Didham RK, Fahrig L, Batáry P, Bengtsson J, Clough Y, Crist TO, Dormann CF (2012) Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661–685.
- Vander Haegen WM (2007) Fragmentation by agriculture influences reproductive success of birds in a shrubsteppe landscape. *Ecological Applications* 17:934–947.
- Wanger TC, Saro A, Iskandar DT, Brook BW, Sodhi NS, Clough Y, Tscharntke T (2009) Conservation value of cacao agroforestry for amphibians and reptiles in South-East Asia: combining correlative models with follow-up field experiments. *Journal of Applied Ecology* 46:823–832.
- Wilcove DS (1985) Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211–1214.
- Willson MF, Morrison JL, Sieving KE, De Santo TL, Santisteban L, Díaz I (2001) Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation Biology* 15:447–456.
- Zaluar MT, Tardin R, Llusia D, Niemeyer J, Ribeiro MC, Vale MM (2022) Impact of invasive marmosets (Primates, Callitrichidae) on bird acoustic diversity in a large neotropical urban forest. *Biological Invasions* 24:1725–1737. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02748-z>

SUPPORTING INFORMATION

Biodiversity and Conservation

Landscape contexts shape the effects of local factors on the predation of artificial bird nests in cocoa agroforests

Elimardo Cavalcante Bandeira^{1}, José Carlos Morante-Filho¹*

¹Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, km 16, Salobrinho, CEP 45662-000, Ilhéus, Bahia, Brasil.

*corresponding author: EC Bandeira, E-mail: elimardo.cavalcante@gmail.com.

Appendix A. Scale of landscape effects.

Considering that the effect of landscape variables on biodiversity depends on the spatial scale at which predictors are measured (i.e. the so-called “scale of landscape effects”; sensu Fahrig 2013; Jackson and Fahrig 2015), we estimated native forest cover, number of forest fragments and total forest cover (native forest cover and cocoa cover) within seven different-sized buffers (i.e., landscapes), ranging from 400- to 1000-m radius. Thus, we obtained landscapes of 50.24 ha (400 m), 78.50 ha (500 m), 113.04 ha (600 m), 153.86 ha (700 m), 200.96 ha (800 m), 254.34 ha (900 m) and 314 ha (1000 m). We used Linear Models to identify the landscape size most appropriate to analyze the effect of each landscape variable on the number of predated nests. Following Fahrig (2013) and Jackson and Fahrig (2015), the scale of effect of each landscape predictor was simply defined as the landscape size in which the landscape-response relationship was strongest (i.e., with the highest R^2 and the lowest p-value).

Table A1. Results of association between landscape size and the strength of the relationship (highest R^2 and the lowest p-value) between each landscape variable (native forest cover, number of forest fragments and total forest cover) and response variable (number of predated nest).

Landscape metric	Buffer size (m)	R^2	P-value
Native forest cover	400	0.02	0.10
Native forest cover	500	0.01	0.14
Native forest cover	600	0.02	0.12
Native forest cover	700	0.01	0.15
Native forest cover	800	0.01	0.16
Native forest cover	900	0.01	0.15
Native forest cover	1000	0.01	0.20
Number of forest fragments	400	0.00	0.83
Number of forest fragments	500	0.00	0.76
Number of forest fragments	600	0.01	0.46
Number of forest fragments	700	0.05	0.21

Number of forest fragments	800	0.00	0.88
Number of forest fragments	900	0.05	0.19
Number of forest fragments	1000	0.01	0.51
Total forest cover	400	0.03	0.32
Total forest cover	500	0.02	0.38
Total forest cover	600	0.02	0.42
Total forest cover	700	0.02	0.45
Total forest cover	800	0.01	0.53
Total forest cover	900	0.00	0.65
Total forest cover	1000	0.00	0.79

References

Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40: 1649–1663.

Jackson HB, Fahrig L (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24: 52–63.

Appendix B. Correlation matrix.

Table B1. Correlation matrix used to evaluate the correlation between local and landscape variables. The value of the correlation coefficient using Pearson's test is presented in each cell.

	Native forest cover	Total Forest cover	Number of forest fragments	Number of understory plants	Number of shade trees	Canopy openness	Number of cocoa trees
Native forest cover	1.00	0.43	-0.60	-0.08	0.45	0.33	-0.14
Total forest cover	0.43	1.00	0.07	-0.24	0.13	0.33	0.12
Number of forest fragments	-0.60	0.07	1.00	-0.36	-0.52	0.14	-0.12
Number of understory plants	-0.08	-0.24	-0.36	1.00	0.30	-0.38	0.20
Number of shade trees	0.45	0.13	-0.52	0.30	1.00	0.22	0.17
Canopy openness	0.33	0.33	0.14	-0.38	0.22	1.00	-0.27
Number of cocoa trees	-0.14	0.12	-0.12	0.20	0.17	-0.27	1.00

Appendix C. Adequacy test for parsimonious models

We tested the assumptions of the residuals of best models through an advanced diagnostic approach using the 'simulateResiduals' function from the 'DHARMA' package (Hartig and Lohse 2020). This function provides significance values for normality tests (KS test), overdispersion (Dispersion test), and outliers (Outlier test), which are presented in the left plot. Significance values ($P \leq 0.05$) indicate that the model did not meet the respective assumption (Da Silva et al. 2022). In the right-hand plot, we conducted a visual analysis to assess the homogeneity of the residuals' variances with respect to the predicted variable. The presence of a red curve in this plot may indicate the lack of homogeneity in variances (Da Silva et al. 2022).

Table C.1 Best models ($\Delta AIC \leq 2$) used to explain the effect of several environmental predictors on the number of predated nests.

Models	k	AICc	Delta AICc	AICcWt
Model 1= Native forest cover x Number of understory plants + Region + Stratum	8	562.21	0.00	0.09
Model 2= Number of forest fragments x Number of cocoa trees + Stratum	6	562.49	0.28	0.08
Model 3= Total forest cover x Number of cocoa trees + Region + Stratum	8	562.95	0.75	0.06
Model 4= Number of forest fragments + Region + Stratum	6	563.12	0.91	0.06
Model 5= Number of forest fragments x Number of shade trees + Region + Stratum	8	563.38	1.17	0.05
Model 6= Number of forest fragments x Number of cocoa trees + Region + Stratum	8	563.54	1.34	0.05
Model 7= Native forest cover x Number of understory plants + Stratum	6	564.11	1.90	0.03

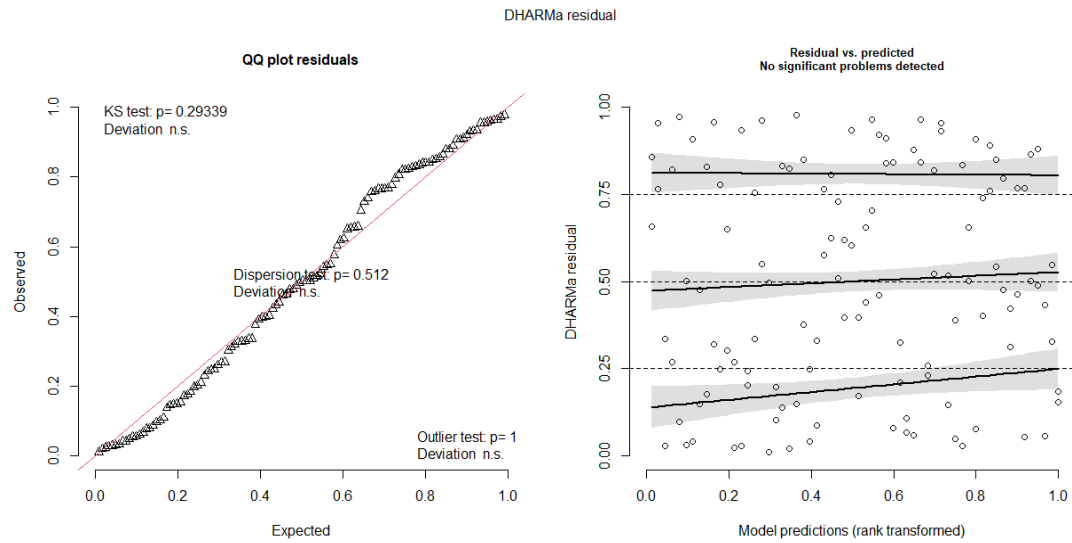


Fig C.1 - Adequacy test of the residuals of model 1.

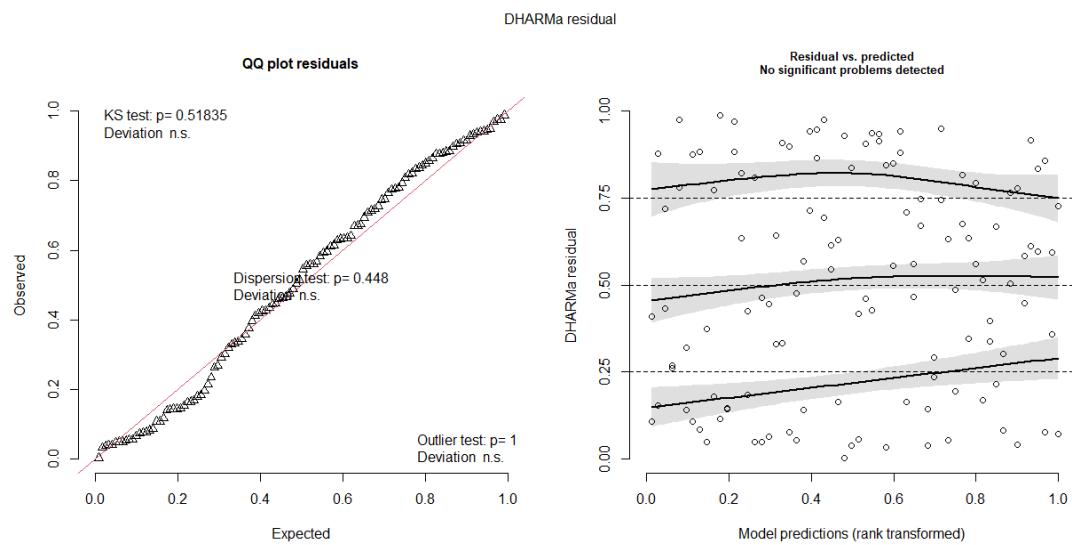


Fig C.2 - Adequacy test of the residuals of model 2.

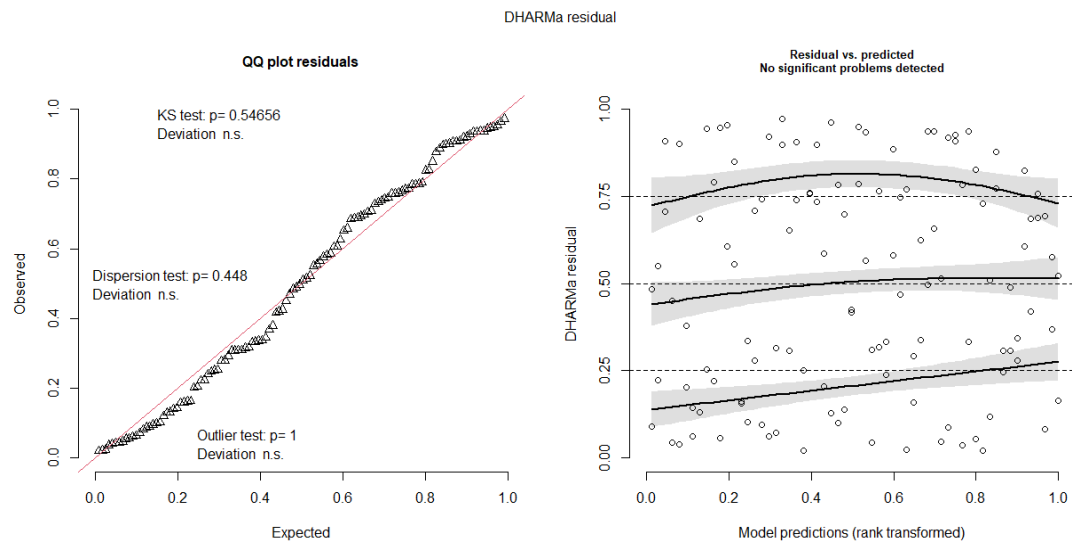


Fig C.3 - Adequacy test of the residuals of model 3.

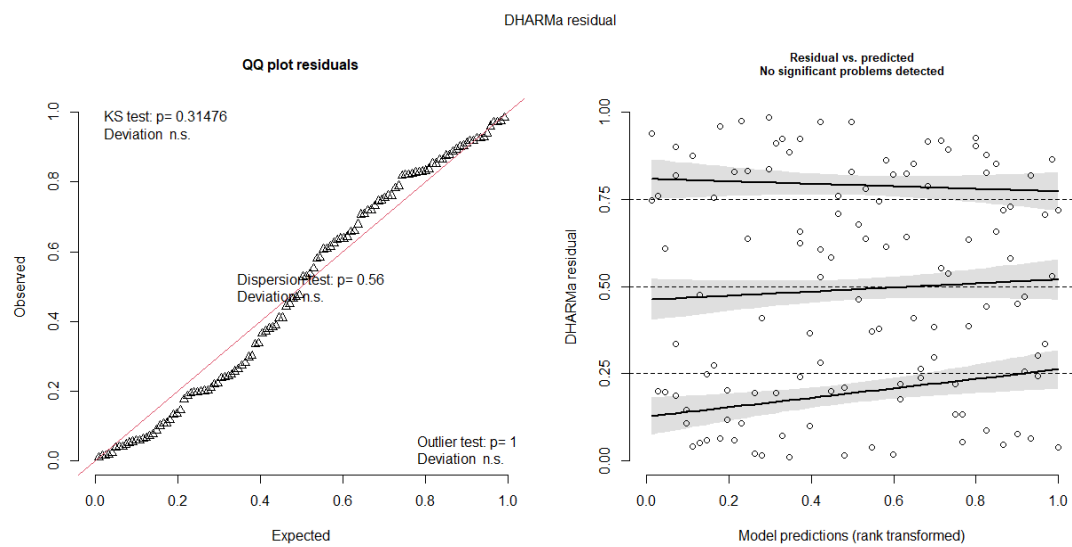


Fig C.4 - Adequacy test of the residuals of model 4.

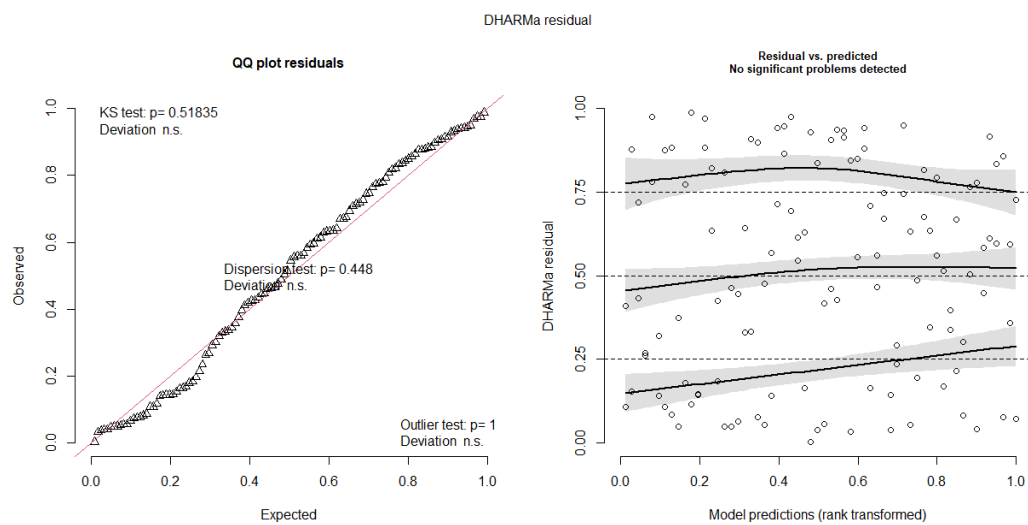


Fig C.5 - Adequacy test of the residuals of model 5.

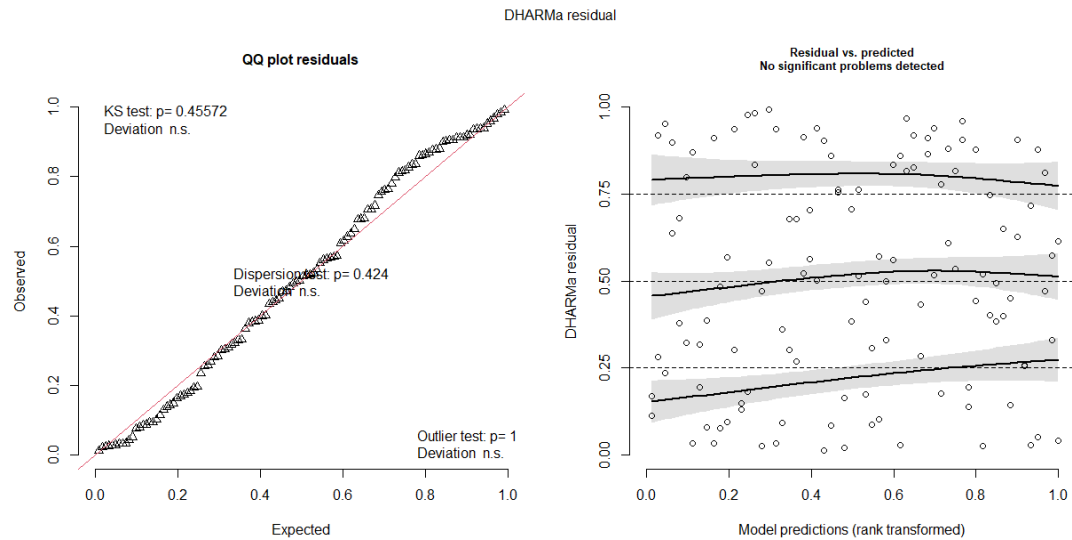


Fig C.6 - Adequacy test of the residuals of model 6.

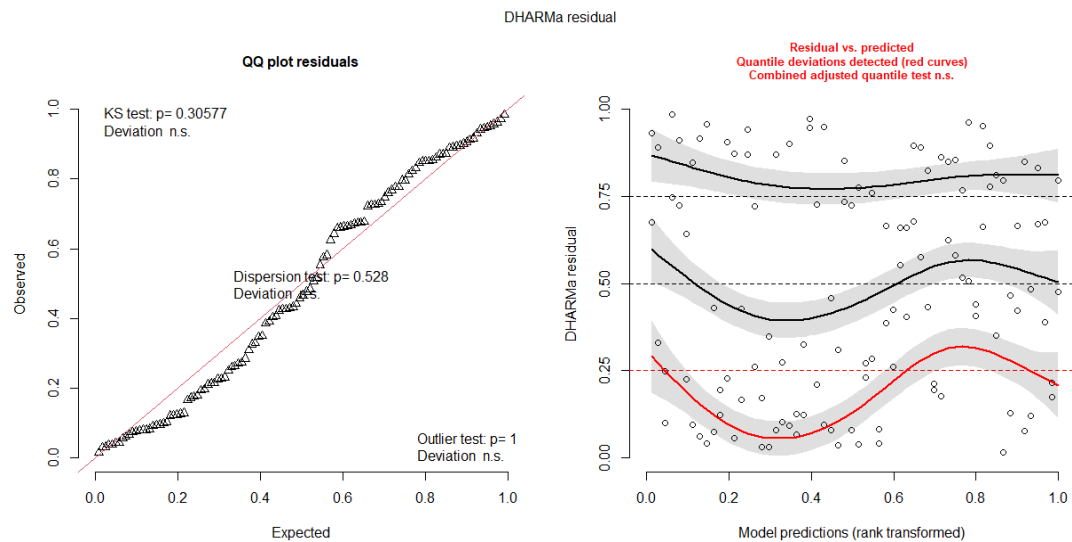


Fig C.7 - Adequacy test of the residuals of model 7.

References

Da Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provete DB, Vancine MH (2022) Análises ecológicas no R. Nupeea : Recife, PE 978-85-7917-564-0.

Hartig F, Lohse L, (2020) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models.

Appendix D. Overdispersion test

We tested the presence of overdispersion using the 'check_overdispersion' function from the 'performance' package (Lüdecke et al. 2021) in R software (R Development Core Team 2023). This function utilizes a chi-squared distribution and the dispersion ratio value to assess the presence of overdispersion in the model (Da Silva et al. 2022). When this result is statistically significant ($P \leq 0.05$), it indicates the presence of overdispersion (Da Silva et al. 2022).

Table D.1 Overdispersion test on residues of best models used to explain the effect of several environmental predictors on number of predated nests.

Models	dispersion ratio	Pearson's Chi-Squared	P-value
Model 1= Native forest cover x Number of understory plants + Region + Stratum	1.136	127.176	0.155
Model 2= Number of forest fragments x Number of cocoa trees + Stratum	1.170	133.336	0.104
Model 3= Total forest cover x Number of cocoa trees + Region + Stratum	1.162	130.138	0.116
Model 4= Number of forest fragments + Region + Stratum	1.166	132.905	0.109
Model 5= Number of forest fragments x Number of shade trees + Region + Stratum	1.157	129.591	0.122
Model 6= Number of forest fragments x Number of cocoa trees + Region + Stratum	1.160	129.895	0.119
Model 7= Native forest cover x Number of understory plants + Stratum	1.172	133.561	0.102

References

Da Silva FR, Gonçalves-Souza T, Paterno GB, Provete DB, Vancine MH (2022) Análises ecológicas no R. Nupeea : Recife, PE 978-85-7917-564-0.

Lüdecke D, Ben-Shachar MS, Patil I, Waggoner P, Makowski D (2021) performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. Journal of Open Source Software: 6(60).

R Core Team (2023) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Appendix E. Spatial autocorrelation test

We examined the presence of spatial autocorrelation on residuals of best models by applying the Moran's I test (Legendre 1993), utilizing the geographic coordinates (latitude and longitude) of the sampling locations where data were collected. Subsequently, we constructed an inverse distance matrix with zero diagonals to account for spatial relationships when conducting the Moran's I test on the residuals of the generalized linear model (GLMM), following the approach outlined in Guisan et al. (2017). This method considers that the values of $P \leq 0.05$ suggest spatial correlation between the variables (Gittleman and Kot 1990).

Table E.1 Spatial autocorrelation test on residues of best models used to explain the effect of several environmental predictors on number of predated nests.

Models	P-value	Moran's I
Model 1= Native forest cover : Number of understory plants + Region + Stratum	0.300	-0.097
Model 2= Number of forest fragments : Number of cocoa trees + Stratum	0.330	0.024
Model 3= Total forest cover : Number of cocoa trees + Region + Stratum	0.619	-0.064
Model 4= Number of forest fragments + Region + Stratum	0.209	-0.111
Model 5= Number of forest fragments : Number of shade trees + Region + Stratum	0.190	-0.114
Model 6= Number of forest fragments : Number of cocoa trees + Region + Stratum	0.918	-0.028
Model 7= Native forest cover : Number of understory plants + Stratum	0.522	-0.073

References

- Gittleman JL, Kot M, (1990) Adaptation: statistics and a null model for estimating phylogenetic effects. *Syst. Zool* 39: 227–241.
- Guisan A, Thuiller W, Zimmermann NE (2017) Habitat suitability and distribution models: with applications in R. Cambridge University Press.
- Legendre P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.

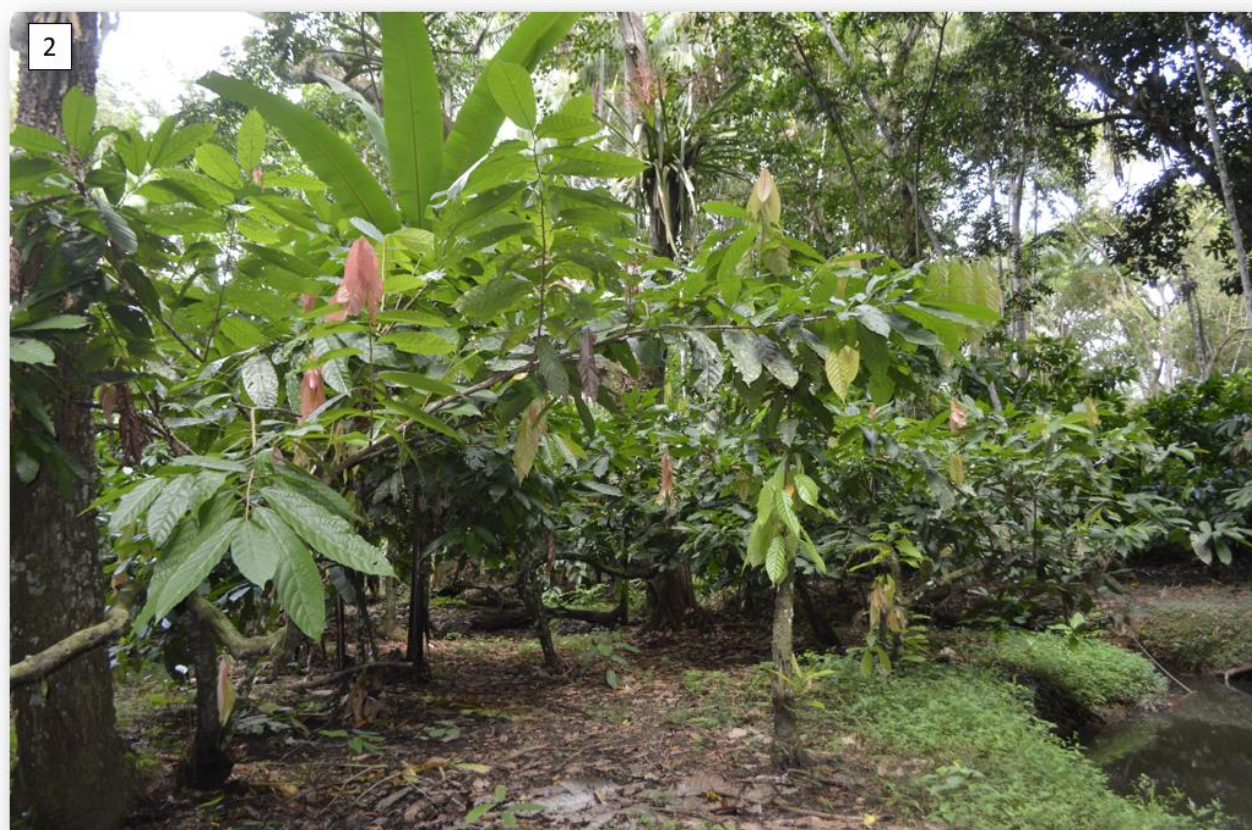
CONCLUSÃO GERAL

No geral, nosso estudo revelou que experimentos de ninhos artificiais em agroflorestas de cacau são mais suscetíveis a predação quando localizados no solo e compostos por ovos sintéticos, sobretudo na região composta principalmente por sistemas agroflorestais e moderada cobertura florestal. Além disso, nossas descobertas também destacam que a viabilidade das agroflorestas de cacau como habitats reprodutivos para as aves depende de uma interação complexa entre fatores locais e da paisagem. Particularmente, observamos que características da paisagem moldam o efeito de fatores locais sobre a predação. Especificamente, revelamos um aumento na predação de ninhos em agroflorestas de cacau com maior número de plantas no sub-bosque e cacaueiros, desde que inseridos em paisagens mais desmatadas. Além disso, também evidenciamos um maior impacto da predação em agroflorestas com elevado número de cacaueiros e árvores sombreadoras, mas somente quando inseridas em paisagens menos fragmentadas.

Com base em nossos resultados, recomendamos que os estudos futuros que utilizem experimentos com ninhos artificiais empreguem mais de um modelo de ovo, a fim de aumentar a chance de predação por uma ampla gama de predadores e minimizar efeitos indesejáveis oriundos do modelo escolhido. Contudo, reafirmamos que pesquisas experimentais utilizando-se de ninhos artificiais são uma ferramenta relevante para avaliação de padrões de predação de ninhos de aves. Esta abordagem oferece a vantagem do controle metodológico pelo pesquisador, além de ser um método não invasivo para as aves. Também recomendamos que as medidas de conservação sejam prioritariamente direcionadas para o aumento dos remanescentes existentes ou criação de novos fragmentos florestais. Além disso, uma alternativa mais palpável, considerando os atuais cenários das paisagens do sul da Bahia e uma maior viabilidade do ponto de vista dos agricultores, seria a poda de plantas que crescem no sub-bosque das agroflorestas inseridas em paisagens mais desmatadas. Como apresentado aqui, nesse contexto houve uma redução da predação, além de ser uma estratégia de manejo comumente empregada pelos produtores. Também sugerimos que estudos futuros monitorem ninhos de aves (utilizando, por exemplo, armadilhas fotográficas) para identificar potenciais predadores e compreender como a comunidade de predadores é alterada em resposta às mudanças ambientais. Por fim, consideramos que os resultados aqui apresentados fornecem insights valiosos para o planejamento de paisagens agrícolas mais amigáveis à reprodução das aves.

Apêndices

Apêndice A: Fotos de duas agroflorestas de cacau localizadas na cidade de Ilhéus - Bahia



Apêndice B: Fotos dos ninhos artificiais instalados no sub-bosque (1, 3) e no solo (2, 4) das agroflorestas de cacau



Apêndice C: Fotos de sinais de predação feitas em ovos sintéticos (1, 3) e de codorna (2, 4)

