

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

**TÉRMITAS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA: ESTRUTURA DAS  
TAXOCENOSES, VARIABILIDADE GENÉTICA E EFEITOS DA MATRIZ DE  
CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE O ISOLAMENTO DE POPULAÇÕES**

**ALANE AYANA VIEIRA DE OLIVEIRA COUTO**

JOÃO PESSOA

2018

**ALANE AYANA VIEIRA DE OLIVEIRA COUTO**

**TÉRMITAS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA: ESTRUTURA DAS  
TAXOCENOSES, VARIABILIDADE GENÉTICA E EFEITOS DA MATRIZ DE  
CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE O ISOLAMENTO DE POPULAÇÕES**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Biológicas (área de concentração: Zoologia) como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ciências Biológicas.

**Orientador:**

Prof. Dr. Alexandre Vasconcellos (UFPB)

**Segundo orientador:**

Prof. Dr. Martín Alejandro Montes (UFRPE)

JOÃO PESSOA

2018

C871t Couto, Alane Ayana Vieira de Oliveira.

Térmitas em fragmentos de Floresta Atlântica: estrutura das taxocenoses, variabilidade genética e efeitos da matriz de cana-de-açúcar sobre o isolamento de populações / Alane Ayana Vieira de Oliveira Couto. - João Pessoa, 2018.

89 f. : il.

Orientação: Alexandre Vasconcellos, Martín Alejandro Montes.

Tese (Doutorado) - UFPB/CCEN.

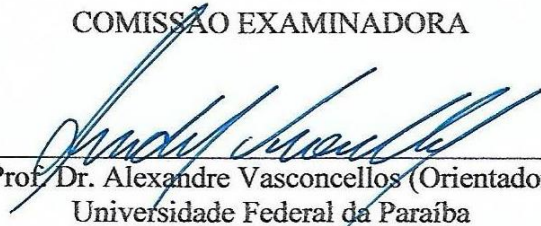
1. Conectividade. 2. Diversidade Genética. 3. Ecologia de Paisagem. 4. Fragmentação ambiental. 5. Isolamento. I. Vasconcellos, Alexandre. II. Montes, Martín Alejandro. III. Título.

UFPB/CCEN

**ALANE AYANA VIEIRA DE OLIVEIRA COUTO**

**TÉRMITAS EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ATLÂNTICA: ESTRUTURA DAS  
TAXOCENOSES, VARIABILIDADE GENÉTICA E EFEITOS DA MATRIZ DE  
CANA-DE-AÇÚCAR SOBRE O ISOLAMENTO DE POPULAÇÕES**

COMISSÃO EXAMINADORA



---

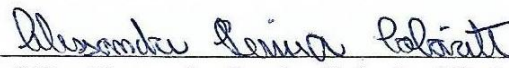
Prof. Dr. Alexandre Vasconcellos (Orientador)  
Universidade Federal da Paraíba

---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Ana Cristina Lauer Garcia (Titular)  
Universidade Federal de Pernambuco - Centro Acadêmico de Vitória

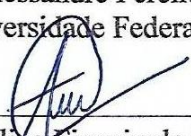
---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Virgínia Farias Pereira de Araújo (Titular)  
Universidade Federal do Vale do São Francisco



---

Prof. Dr. Alexandre Pereira Colavite (Titular)  
Universidade Federal da Paraíba

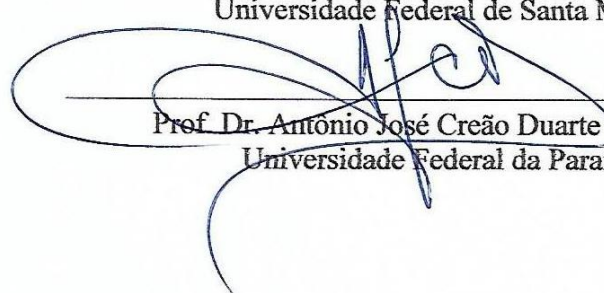


---

Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Ana Carolina Figueiredo Lacerda Sakamoto (Titular)  
Universidade Federal da Paraíba

---

Prof. Dr. Cristian de Sales Dambros (Suplente)  
Universidade Federal de Santa Maria



---

Prof. Dr. Antônio José Creão Duarte (Suplente)  
Universidade Federal da Paraíba

João Pessoa-PB, 2018

À minha mãe, Maria do Carmo Vieira de  
Oliveira, dedico.

## **Agradecimentos**

À Universidade Federal da Paraíba e ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) que me proporcionaram uma formação acadêmica de qualidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES por incentivar o meu desenvolvimento acadêmico e científico através da concessão de bolsa pelo programa de Doutorado Sanduíche e que me proporcionou uma das mais enriquecedoras experiências profissional e pessoal.

Às Usinas São João e São José por autorizarem que as atividades de campo fossem desenvolvidas em suas dependências.

Ao meu orientador, prof. Dr Alexandre Vasconcellos por ter acreditado no meu potencial e pelas valiosas contribuições ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu segundo orientador, Martín Alejandro Montes, pelas contribuições ao longo do desenvolvimento deste trabalho.

Aos amigos e colegas que tanto auxiliaram nas atividades de campo e sem os quais o desenvolvimento desta pesquisa não seria possível: Priscila Aguiar, Izaquiel Andrade, Alex Sales, Alessandra Guedes, Pedro Cordeiro, Flávia Siqueira, Jonhosson Guilherme, Flávio da Silva e Carlos Campos.

Ao Sr Lenilson, funcionário da Usina São José, cuja boa vontade foi fundamental para concluir as atividades de campo.

Aos amigos Marina Falcão e Taylan Martins pelo auxílio durante as coletas atividades de campo, pela troca de conhecimento, pelas risadas e por todos os momentos memoráveis em campo.

Aos colegas de curso e companheiros do Laboratório de Termitologia da UFPB – Labtermes, Matilde Ernesto, Aila Soares, Ana Claudia Firmino, Renato Barbosa, Juan Navarro e Amanda Eloyse pelo auxílio durante as atividades de campo e pela troca de conhecimento e apoio durante o curso.

À Rozzanna Figueiredo pelo auxílio durante as atividades desenvolvidas no Laboratório de Termitologia da UFPB.

Ao professor Yves Roisin da Université Libre de Bruxelles, por ter me recebido em seu laboratório e pela oportunidade de desenvolver um dos capítulos dessa tese.

À Simon Hellemans pelos valiosos ensinamentos, pela paciência e disponibilidade em me ajudar.

À professora e amiga Dr<sup>a</sup> Auristela Correia de Albuquerque que apresentou a mim o mundo fascinante dos térmitas e que tem sido um apoio constante até hoje.

À Luanna Cheng, Carina Moura, Rodolfo Rodrigo Almeida, Laura Costa e todos os amigos que me apoiaram nos momentos de maior dificuldade.

À minha madrinha Lucina Figueiroa por toda ajuda e incentivo a minha formação.

À minha mãe, Maria do Carmo Oliveira, por ser a maior incentivadora da minha formação e que sempre acreditou em futuro melhor para suas filhas a partir da educação.

À minha irmã Aline Couto, por ter aceitado o desafio de me auxiliar nas atividades de campo e de laboratório, mesmo sendo uma realidade tão distante da sua.

Ao meu pai João Couto pelo incentivo.

À minha amada avó Josefa Oliveira (*in memorian*) pelo amor incondicional, pelo apoio constante e por incentivar a minha formação.

Aos colegas de trabalho da Estação Experimental de Cana-de-açúcar do Carpina (EECA) pelo apoio e pela torcida para a conclusão deste trabalho. Em especial à Leonam Silva, Andrea Chaves, Walber Douglas, Suzana Menezes e Djalma Simões Neto.

À Deus por ter posto as melhores pessoas em meu caminho.

Por fim, a todas as pessoas que contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho.

“O êxito tem vários pais.”

Pitty

## Resumo

Os térmitas (Blattodea: Isoptera) são abundantes em florestas tropicais e elementos importantes dentro da dinâmica dos processos ecológicos relacionados ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes. A Floresta Atlântica é uma das maiores florestas tropicais do planeta e abriga entre 1% e 8% da biodiversidade mundial. Apesar disso, tem sofrido extensivamente com a fragmentação ambiental, que em grande parte se deve à expansão das fronteiras agrícolas. Este trabalho teve como objetivo analisar o efeito da fragmentação do habitat sobre a estrutura das taxocenoses e diversidade genética de populações de térmitas e a influência da matriz de cana-de-açúcar sobre o isolamento das populações em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. A tese está dividida em 4 capítulos. A saber: (1) Introdução geral; (2) Compartilhamento de térmitas (Blattodea: Isoptera) entre matrizes de cana-de-açúcar e fragmentos de Floresta Atlântica, NE, Brasil, cujo objetivo foi comparar as taxocenoses de térmitas de fragmentos de Floresta Atlântica com a das matrizes de cana-de-açúcar que os circundam. A riqueza de espécies, abundância relativa e composição de espécies foram significativamente diferentes entre as florestas e matrizes, com a presença de espécies exclusivas em cada ambiente. A maioria das espécies encontradas na matriz não provoca danos à cultura, pelo contrário, podem atuar nos processos de decomposição e formação dos solos, contribuindo para o aumento da produtividade; (3) Térmitas em Fragmentos de Floresta Atlântica circundados por canaviais: influência de atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação sobre a estrutura das taxocenoses, cujo objetivo foi investigar a influência dos atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação sobre a estrutura das taxocenoses de térmitas em fragmentos de Floresta Atlântica inseridos em uma matriz de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. A estrutura funcional das taxocenoses foi semelhante entre os fragmentos. Nem a riqueza e o número de encontros de térmitas foram explicados pelas variáveis da paisagem, dos fragmentos e nem da vegetação, mas a composição de espécies foi positivamente correlacionada com o formato do fragmento. Conclui-se que é possível criar um cenário em que os remanescentes florestais se mantenham funcionalmente conectados sendo capazes de sustentar uma alta diversidade mantendo serviços e funções ecossistêmicas; (4) Efeito da fragmentação ambiental sobre *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil, cujo objetivo foi investigar se a fragmentação pelo cultivo de cana-de-açúcar afetou a diversidade genética de populações de *E. neotenicus* em 14 fragmentos florestais. Não houve relação entre a variabilidade genética e as características dos fragmentos. Houve baixa estruturação genética ao nível populacional, o que

pode ser explicado pela grande longevidade das colônias, o que permite diversos eventos de dispersão e colonização de fragmentos, e que é facilitado pelo caráter sazonal da matriz de cana-de-açúcar.

**Palavras-chave:** conectividade; diversidade genética; ecologia de paisagem; fragmentação ambiental; isolamento.

## Abstract

Termites (Blattodea: Isoptera) are abundant in tropical forests and important elements within the ecological processes of dynamics related to energy flow and nutrient cycling. The Atlantic Forest is one of the largest tropical forests of the world and hold around 1% to 8% of the biodiversity of the world. Despite that, it has suffered extensively by environmental fragmentation, which is largely due to the expansion of agricultural frontiers. The present study aims to analyze the effect of habitat fragmentation on the structure of termites assemblages and genetic diversity of populations and the influence of the sugarcane matrix on the isolation of populations in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. This thesis is divided into 4 chapters. Namely: (1) General introduction; (2) Sharing of termites (Blattodea: Isoptera) between sugarcane matrices and Atlantic Forest fragments in Northeast Brazil that aimed to compare termite assemblages of fragments of the Atlantic Forest with that of the sugarcane matrices that surround them. Species richness, relative abundance and composition differed significantly between forests and the matrices, with the presence of unique species in each environment. The majority of the species found in the matrices do not cause damage to the crop, but instead act in the processes of soil decomposition and formation, thereby contributing to increased productivity; (3) Termites in Atlantic Forest remnants surrounded by sugarcane plantations: influence of attributes of the landscape, remnants and vegetation on the structure of assemblages, whose aimed is to investigate the influence of the attributes of landscape, fragments and vegetation on the structure of termite assemblages in Atlantic Forest fragments surrounded by sugarcane matrix in Northeast Brazil. The assemblages' functional structure was similar between the fragments. Neither the richness nor the number of termite encounters were explained by the landscape variables, the fragments nor the vegetation, but the species composition was positively correlated with the fragment shape. It is concluded that is possible to create a scenario where forest remnants remain functionally connected and able to sustain a high diversity while maintaining ecosystem services and functions; (4) Effect of environmental fragmentation on *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) in an Atlantic Forest landscape in Northeast Brazil, whose aim was to investigate whether the fragmentation of the Atlantic Forest by sugar cane cultivation has affected the genetic diversity of populations of *E. neotenicus* in 14 forest fragments. There was no relation between genetic variability and fragment characteristics. There was low genetic structuration at the population level, which can be explained by the great longevity of the colonies, which allows for several events of

dispersion and colonization of fragments, which is facilitated by the seasonality of the sugarcane matrix.

**Key words:** connectivity; genetic diversity; landscape ecology; environmental fragmentation; isolation.

## Sumário

|                                                                                                                                                                                                               |           |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Capítulo 1 – Introdução Geral .....</b>                                                                                                                                                                    | <b>13</b> |
| Referências.....                                                                                                                                                                                              | 22        |
| <b>Capítulo 2 – Compartilhamento de térmitas (Blattodea: Isoptera) entre matrizes de cana-de-<br/>açúcar e fragmentos de Floresta Atlântica, NE, Brasil.....</b>                                              | <b>28</b> |
| Resumo.....                                                                                                                                                                                                   | 28        |
| Abstract .....                                                                                                                                                                                                | 29        |
| Introdução .....                                                                                                                                                                                              | 30        |
| Material e Métodos .....                                                                                                                                                                                      | 31        |
| Resultados e Discussão .....                                                                                                                                                                                  | 32        |
| Referências.....                                                                                                                                                                                              | 35        |
| Figuras.....                                                                                                                                                                                                  | 38        |
| Tabelas .....                                                                                                                                                                                                 | 39        |
| <b>Capítulo 3 – Térmitas em Fragmentos de Floresta Atlântica circundados por canaviais:<br/>influência de atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação sobre a estrutura das<br/>taxocenoses.....</b> | <b>41</b> |
| Resumo.....                                                                                                                                                                                                   | 41        |
| Abstract .....                                                                                                                                                                                                | 42        |
| Introdução .....                                                                                                                                                                                              | 43        |
| Material e Métodos .....                                                                                                                                                                                      | 44        |
| Resultados .....                                                                                                                                                                                              | 47        |
| Discussão .....                                                                                                                                                                                               | 49        |
| Referências.....                                                                                                                                                                                              | 52        |
| Figuras.....                                                                                                                                                                                                  | 58        |
| Tabelas .....                                                                                                                                                                                                 | 62        |
| <b>Capítulo 4 – Efeito da fragmentação ambiental sobre <i>Embiratermes neotenicus</i> (Termitidae:<br/>Syntermitinae) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil .....</b>                   | <b>69</b> |
| Resumo.....                                                                                                                                                                                                   | 69        |
| Abstract .....                                                                                                                                                                                                | 70        |
| Introdução .....                                                                                                                                                                                              | 71        |
| Material e Métodos .....                                                                                                                                                                                      | 72        |
| Resultados .....                                                                                                                                                                                              | 74        |
| Discussão .....                                                                                                                                                                                               | 75        |

|                  |    |
|------------------|----|
| Referências..... | 78 |
| Figuras.....     | 83 |
| Tabelas .....    | 85 |

## **Capítulo 1**

### **Introdução geral**

A fragmentação ambiental é o processo pelo qual habitats contínuos são transformados em um conjunto de remanescentes isolados, tais como ilhas de floresta em meio a um mar de habitat não florestal (Bierregaard Jr et al., 1992; Harrison & Bruna, 2006). Este processo vem acometendo ecossistemas naturais em todo o mundo e é considerado um dos principais impactos antropogênicos sobre as paisagens, podendo afetar fortemente os ecossistemas, espécies e populações (Harrison & Bruna, 2006; Kim et al., 2012).

Um estudo recente realizado por Taubert et al. (2018) mostrou que, embora haja diferença quanto ao padrão local de desmatamento, em escala continental as florestas tropicais de todo o mundo apresentam o mesmo padrão de fragmentação. A distribuição de tamanho e formato dos fragmentos é semelhante e cerca de 10% da área de floresta existente em cada continente é formada por fragmentos menores que 10.000 ha. O mesmo estudo projeta que se a taxa de desmatamento for mantida, as florestas tropicais devem entrar em colapso nos próximos 50 anos.

Duas teorias em particular embasam os estudos sobre fragmentação ambiental: a Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas e a Teoria da Dinâmica de Metapopulações. A primeira foi proposta por Macarthur & Wilson (1967) e atesta que a riqueza de espécies existente em ilhas oceânicas depende do equilíbrio dinâmico entre as taxas imigração e extinção de espécies. De acordo com esta teoria, a riqueza de espécies é menor em ilhas menores, já que as populações necessitam de uma área mínima para sobreviver e há redução da heterogeneidade ambiental e aumento das competições inter e intraespecíficas devido a menor disponibilidade de recursos. Além disso, em ilhas menores pode haver extinções secundárias devido a eliminação de espécies raras e aumento dos riscos de extinções estocásticas. O equilíbrio entre imigração e extinção também depende da distância entre continente (fonte de espécies) e a ilha, sendo a riqueza de espécies maior em ilhas mais próximas ao continente.

Esta teoria pode explicar alguns dos padrões encontrados em paisagens continentais fragmentadas. No entanto, de acordo com Cain et al. (2011) em áreas continentais o número de espécies também é controlado pelas taxas de imigração e extinção, mas não da mesma forma que em ilhas oceânicas. Em paisagens continentais as taxas de imigração são maiores porque as

barreiras de dispersão são menos rígidas e as taxas de extinção são muito menores devido à contínua imigração de novos indivíduos advindos de outras populações.

A Teoria da Dinâmica de Metapopulações foi proposta por Levins (1969) e caracteriza uma metapopulação como um grupo de subpopulações que estão separadas geograficamente, mas que se mantém conectadas por eventos de migração. Esta teoria baseia-se na ideia de que existe um número alto de manchas populacionais iguais na natureza e que todas as manchas têm a mesma chance de receber indivíduos colonizadores e de serem extintas. Uma vez que as dinâmicas das subpopulações são independentes, à medida que uma é extinta, existem outras que prosperam e geram indivíduos para a dispersão, promovendo o “efeito salvamento” proposto por (Brown & Kodric-Brown, 1977).

De acordo com Begon et al. (2007) uma população pode apresentar distribuição em manchas sem, contudo, caracterizar-se como uma metapopulação. Se há uma intensa dispersão entre as manchas, as dinâmicas individuais das mesmas não são independentes. Por outro lado, as manchas podem estar tão isoladas umas das outras que a dispersão entre elas é insignificante, tornando-se, portanto, populações independentes. Por fim, todas as manchas podem ter uma chance desprezível de extinção, o que significa que suas dinâmicas podem ser influenciadas por natalidade, mortalidade, imigração e emigração, o que parece ser a realidade para a maioria das populações em paisagens fragmentadas.

A maioria dos pesquisadores visualiza a fragmentação ambiental como um processo que envolve tanto a perda de habitat quanto a quebra do habitat. O fato é que a maioria das pesquisas não faz distinção entre estes dois efeitos, medindo a fragmentação de diferentes formas e, como consequência, chegando a diferentes conclusões a respeito tanto da magnitude quanto da direção desses efeitos (Fahrig, 2003). Sendo assim, Fahrig (2003) sugere que o termo ‘fragmentação’ seja empregado para o rompimento do habitat, independente da perda de habitat.

Os resultados obtidos em estudos sobre fragmentação ambiental muitas vezes são difíceis de interpretar. Primeiro porque muitos pesquisadores medem a fragmentação em escala de fragmento, e não em escala da paisagem. Depois, porque muitas vezes a fragmentação é medida de maneira que não é possível distinguir entre a perda de habitat e a fragmentação do habitat propriamente dita, ou seja, as mudanças na configuração espacial são confundidas com redução na área total do habitat (Fahrig, 2003).

Outra dificuldade encontrada ao estudar fragmentação ambiental é que conjuntos de fragmentos semelhantes são difíceis de encontrar. Não só o tamanho e a forma do fragmento, mas a história, a proximidade a distúrbios antropogênicos e muitos outros recursos podem variar mesmo dentro de uma mesma região (Harrison & Bruna, 2006).

A maior parte das medidas quantitativas de fragmentação ambiental se baseia em quatro efeitos oriundos deste processo: (a) redução da quantidade de habitat, (b) aumento no número de fragmentos, (c) redução no tamanho dos fragmentos, e (d) aumento do isolamento dos fragmentos (Fahrig, 2003).

- (a) A redução do habitat causa diminuição de ecossistemas extensos e intactos, com cobertura florestal contínua, que proporcionam áreas de uso viáveis para espécies que necessitam de grandes extensões de habitat (Galindo-Leal & Câmara, 2005). Também o tamanho das populações será reduzido, o que pode aumentar a taxa de endogamia e gerar consequências genéticas deletérias (DeSouza & Brown, 1994; Dupont et al., 2009).
- (b) Em relação ao aumento no número de fragmentos, uma das mais prováveis consequências é a diminuição da riqueza de espécies, uma vez que as distribuições de algumas espécies não são homogêneas, estas estarão ausentes em alguns fragmentos (DeSouza & K. Brown, 1994).
- (c) A relação entre a fragmentação e o tamanho dos remanescentes é ambígua porque tanto a perda de habitat quanto a fragmentação do habitat propriamente dita resultam em fragmentos menores (Fahrig, 2003). Uma vez reduzido o tamanho do fragmento, os padrões macroclimáticos locais podem ser alterados, especialmente ao longo das bordas (Bierregaard Jr et al., 1992). Tal qual a perda de habitat, a diminuição da área dos fragmentos pode reduzir o tamanho das populações, o que pode ter consequências genéticas deletérias (DeSouza & K. Brown, 1994; Dupont et al., 2009).
- (d) O aumento no grau de isolamento dos remanescentes é um dos principais efeitos da fragmentação ambiental. No entanto, ilhas de habitat não são rigorosamente comparáveis a verdadeiras ilhas oceânicas. O “mar” em torno da vegetação é dinâmico, mudando com a sucessão natural e manutenção matriz, e não é completamente inóspito para muitos dos organismos dos remanescentes (Bierregaard Jr et al., 1992). As chances de um fragmento ser colonizado, depende do poder de dispersão inerente a cada espécie (Fahrig, 2001), da área do fragmento (Collinge, 1998), da matriz circundante (Ricketts, 2001), bem como da forma e posição de cada fragmento na paisagem (Saunders et al., 1991).

A matriz que circunda os remanescentes florestais tem grande influência no processo de fragmentação. Enquanto primatas, aves de sub-bosque e alguns insetos parecem ser fortemente afetados pelo tamanho do fragmento, mamíferos não-voadores e algumas espécies de borboletas são aparentemente mais sensíveis à estrutura da vegetação ao redor dos fragmentos florestais (matriz) (Bierregaard Jr et al., 1992). De fato, modificações na matriz podem proporcionar oportunidades para reduzir o isolamento de remanescentes florestais e, assim, o risco de extinção das populações em paisagens fragmentadas (Ricketts, 2001).

A conectividade pode ser definida como o grau no qual uma paisagem facilita ou restringe o movimento de organismos entre fragmentos (Taylor et al., 1993). Ainda que a conectividade não se limite aspecto estrutural, dependendo também das habilidades de dispersão dos organismos, a disposição dos fragmentos na paisagem pode afetar a sobrevivência e a dinâmica das populações locais, pois pode garantir a conectividade funcional, ainda que não haja a conectividade física (Dunning et al., 1992; Fahrig & Paloheimo, 1988; Forero-Medina & Vieira, 2007).

A fragmentação do habitat pode limitar a capacidade de dispersão das espécies, reduzindo o fluxo gênico entre populações (Dixo et al., 2009). Além disso, uma vez que a fragmentação tende a diminuir o tamanho das populações, estas passam a correr maior risco de depressão endogâmica, aumento da deriva genética e acumulação de mutações deletérias (Keyghobadi, 2007; Templeton et al., 1990).

Mesmo as espécies com capacidades de dispersão relativamente altas podem, ao longo do tempo, sofrer os efeitos genéticos negativos da fragmentação, possivelmente levando à redução do fitness da população e a casos de extinções locais (Dixo et al., 2009). Sendo assim, focar tanto na preservação do habitat, quanto na manutenção das populações é necessário para conservar a variação genética em populações selvagens, permitindo a sobrevivência delas frente as mudanças ambientais (Gibbs, 2001; Templeton et al., 1990).

Técnicas moleculares são importantes suplementos em abordagens ecológicas para monitorar as populações e podem ser efetivas ferramentas para direcionar atividades de gerenciamento em paisagens fragmentadas (Mills & Tallmon, 1999). Um dos métodos mais utilizados para medir e monitorar mudanças na variação genética provocadas pela fragmentação do habitat é a análise de marcadores microssatélites, ou sequências simples de DNA repetidas *in tandem*, que possuem características que os tornam ideais para este tipo de estudo: (a) são altamente polimórficos; (b) são marcadores codominantes, permitindo o reconhecimento de heterozigotos; (c) são

amplamente distribuído no genoma e (d) são seletivamente neutros (Knapp, 2013; Oliveira et al., 2006).

Dentre as florestas tropicais, a Floresta Atlântica é uma das maiores do planeta e se estende pela costa da América do Sul, ocupando uma larga faixa latitudinal ao longo da costa brasileira, nordeste da Argentina e Paraguai (Laclau, 1994). No Brasil, a Floresta Atlântica estendia-se originalmente do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul cobrindo uma área de aproximadamente 1.400.000km<sup>2</sup> (Rizzini, 1997). Cerca de 75% de sua área era formada por florestas, com enclaves de campos rupestres, caatingas, matas secas xeromórficas e cerrados, assim como mangues e restingas (Silva & Casteleti, 2005). Diferentemente da maioria das florestas tropicais, a Floresta Atlântica estende-se por mais de 27 graus de latitude, sendo este um importante eixo de variação (Silva & Casteleti, 2005). Também a altitude, precipitação e temperatura são importantes variáveis ambientais que vão influenciar a distribuição das populações neste ecossistema (Meireles et al., 2008).

A considerável diversidade ambiental da Floresta Atlântica pode ser a causa da diversidade de espécies e do alto grau de endemismo. Existem 8000 espécies de plantas, 148 espécies de aves, 94 espécies de répteis, 133 espécies de peixes, 323 espécies de anfíbios e 48 espécies de mamíferos endêmicos (Mittermeier et al., 2011; Silva & Casteleti, 2005). É um dos 35 *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (Marchese, 2015) e mesmo com extensas áreas pouco conhecidas do ponto de vista biológico, acredita-se que a Floresta Atlântica abrigue de 1% a 8% da biodiversidade mundial (Silva & Casteleti, 2005).

Apesar da sua importância, a Floresta Atlântica é um dos ecossistemas mais degradados e ameaçados do planeta (Galindo-leal & Câmara, 2005; Mittermeier et al., 2011). Explorada desde a colonização europeia, é o ecossistema brasileiro que mais sofreu os impactos ambientais dos ciclos econômicos da história do Brasil. Primeiro pela extração predatória do pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam) ainda no século XVI e depois para ceder espaço ao cultivo de cana-de-açúcar, além de alimentar as construções dos engenhos e as fornalhas da indústria do açúcar (Silva & Casteleti, 2005; WWF, 2018).

Atualmente, as principais ameaças à Floresta Atlântica dizem respeito à expansão das fronteiras agrícolas, ou seja, com o aumento da área de pecuária e principalmente de plantio as custas de remanescentes florestais e a expansão da urbanização. A estimativa é de que 70% da população brasileira viva na área de distribuição da Floresta Atlântica (Reis et al., 2002; WWF,

2018). Como resultado deste histórico de degradação, estima-se que reste entre 11,4% e 16% da vegetação original, a qual está distribuída atualmente em 245.173 fragmentos florestais, dos quais 83,4% são menores que 50 ha, enquanto apenas 0.03% (77 fragmentos) são maiores que 10,000 ha. Do total de floresta que ainda existente, apenas 9,3% estão sob proteção (Ribeiro et al., 2009).

No Nordeste do Brasil a fragmentação da Floresta Atlântica tem como uma das principais causas a expansão das áreas de cultivo da cana-de-açúcar (Campanili & Schäffer, 2010). Na safra 2016/17 foram colhidos 866,5 mil hectares de cana-de-açúcar nesta região (CONAB, 2017). Como resultado, tem-se um grande número de fragmentos florestais, a maioria dos quais estão localizados no topo de pequenos morros (50 - 100m de altitude) circundado por campos de cana-de-açúcar em baixas elevações (Ranta et al., 1998). Apesar disso, pouco se sabe a respeito da cana-de-açúcar como matriz, isolando fragmentos de Floresta Atlântica.

Em florestas tropicais, como é o caso da Floresta Atlântica, um grupo de invertebrados se destaca pela importância funcional: os cupins ou térmitas são insetos eussociais pertencentes à Subordem Isoptera (Ordem Blattodea). Existem 2937 espécies viventes de térmitas no mundo, distribuídas por regiões tropicais e subtropicais. A região Neotropical é a segunda em número de espécies, estando atrás apenas da região Oriental (Krishna et al., 2013). No Brasil existe aproximadamente 300 espécies distribuídas em 4 famílias: Termitidae, Rhinotermitidae, Kalotermitidae e Serritermitidae (Constantino, 1999).

Os térmitas vivem em sociedade altamente organizadas e integradas, compostas por grupos de indivíduos diferenciados morfofisiologicamente e que desempenham diferentes funções biológicas, denominados castas (Triplehorn & Johnson, 2011). Esse sistema de castas polimórficas é composto basicamente por operários, soldados e reprodutores (Gullan & Cranston, 2004).

A casta de operários é composta por indivíduos estéreis (machos e fêmeas), os quais são responsáveis pela maior parte das atividades na colônia que incluem construção e reparo do ninho, forrageamento, alimentação das demais castas e cuidado com os ovos, formas jovens e o casal real. Também participam da defesa da colônia e possuem especializações voltadas para essa função nas espécies desprovidas de soldados; A casta de soldados é composta também por indivíduos estéreis (machos e fêmeas), quase sempre derivados de operários, e que são responsáveis pela defesa da colônia, apresentando adaptações para essa função. Geralmente possuem mandíbulas bem desenvolvidas (defesa mecânica), mas podem apresentar o

desenvolvimento da glândula frontal, a qual secreta um líquido viscoso e tóxico que é ejetado nos inimigos (defesa química). Este tipo de mecanismo podem ser suplementar ou substituir a defesa mecânica; A casta de reprodutores é formada por reprodutores primários e reprodutores de substituição, também chamados neotênicos. Os reprodutores primários são indivíduos alados que originarão rei e rainha, cuja função é reproduzir. Já os reprodutores neotênicos são indivíduos que atingem a maturidade sexual antes de atingir a idade adulta e que desenvolvem órgãos reprodutores funcionais, sem deixar a colônia. Os reprodutores neotênicos tem a função de substituir o rei ou rainha, quando estes morrem, ou complementar a atividade reprodutora dos reprodutores primários e podem ser de dois tipos: secundários e terciários. Os reprodutores secundários, também chamados braquípteros ou ninfoides, são formados a partir de ninfas e que retêm as tecas alares, enquanto os reprodutores terciários ou ergatóides são formados a partir de indivíduos jovens ou operários e são ápteros (Constantino, 1999; Costa-Leonardo, 2002).

Alguns insetos são considerados “keystones” ou organismos chave, porque a perda de sua função ecológica poderia colapsar o ecossistema. Um exemplo são os térmitas, que atuam na conversão da celulose em solos tropicais e que são organismos chave na estruturação pedológicas desses ambientes (Gullan & Cranston, 2004). Além disso, as atividades dos térmitas no solo, como a abertura de túneis e galerias, influenciam a porosidade, o que contribui para uma maior infiltração da água e proliferação das raízes vegetais, além de promover a troca de grande quantidade de partículas orgânicas e inorgânicas entre os diferentes perfis do solo (Costa-Leonardo, 2002; Dangerfield et al., 1998; Jouquet et al., 2005). A atividade dos térmitas pode ainda afetar a estrutura espacial de um ambiente, favorecendo o crescimento e o sucesso reprodutivos de espécies vegetais pelo aumento da concentração de nutrientes em pequenas porções de terra formando “ilhas de fertilidade” (Fox-Dobbs et al., 2010; Pringle et al., 2010). Estes insetos possuem ainda um papel essencial nos processos de decomposição, ciclagem de nutrientes, principalmente do carbono e nitrogênio, e fluxo de energia (Dangerfield et al., 1998; Vasconcellos, 2010; Vasconcellos & Moura, 2010).

Os térmitas apresentam algumas características que permitem considerá-los bons indicadores ambientais: (1) são quase sésseis por viverem em ninhos ou madeira; (2) apresentam boa fidelidade de hábitat, ou seja, cada espécie tende a ser encontrada no mesmo tipo de ambiente; (3) muitas espécies são sensíveis a alterações do habitat; (4) a taxonomia permite a identificação precisa da maioria das espécies (Constantino & Schlemmermeyer, 2000).

Os efeitos da fragmentação de florestas úmidas sobre as taxocenoses de térmitas já foram estudados para a Floresta Amazônica brasileira (DeSouza & K. Brown, 1994), Florestas Baixas da Guiana Francesa (Davies, 2002; Davies et al., 2003) e especificamente quanto ao efeito de borda em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil (Almeida et al., 2017).

DeSouza & Brown (1994) observaram que em relação à floresta contínua, os fragmentos apresentaram menor riqueza de espécies, aumento de espécies raras e diferenças quanto a estrutura de guildas alimentares com a diminuição de espécies humívoras; Davies (2002) observaram que a fragmentação não afetou a riqueza e abundância total de térmitas, no entanto, a fragmentação diminuiu a abundância de espécies humívoras e favoreceu a riqueza e abundância de espécies xilófagas; Davies et al. (2003) observaram que após quatro anos de fragmentação, os efeitos desse processo sobre as taxocenoses foram menores do que os observados para outros grupos, mas existe uma tendência de que esses efeitos passem a atuar de forma negativa sobre as taxocenoses com um maior espaço temporal; Por fim, Almeida et al. (2017) não encontraram diferenças entre a estrutura do habitat (número de árvores, diâmetro à altura do peito e biomassa da serrapilheira) da borda e do interior dos fragmentos, resultado que foi acompanhado pela estrutura da taxocenose de térmitas que não apresentou diferença quanto a riqueza, abundância e atividade entre a borda e o interior do fragmento.

Os térmitas também tem sido utilizados como modelos para estudar o efeito da fragmentação ambiental sobre a estrutura genética de populações. Garcia et al. (2002) estudaram a diversidade genética, estrutura genética populacional e fluxo gênico de *Nasutitermes takasagoensis* em sete ilhas na costa do Japão e observaram uma alta diversidade genética e moderada estruturação de subpopulações indicando que pode haver fluxo gênico entre populações de térmitas mesmo entre ilhas oceânicas, provavelmente devido a capacidade de dispersão de reprodutores alados por quilômetros de distância.

García et al. (2004) estudaram a distância genética entre populações de *N. takasagoensis* de Taiwan, China e ilhas do arquipélago Yaeyama, na costa do Japão e observaram que as distâncias genéticas entre as ilhas Yaeyama, que distam geograficamente entre 200 m e 46 km, foi menor que entre as ilhas e Taiwan, cuja distância geográfica está entre 389km e 443km, sendo estes últimos valores o suficiente para impedir o fluxo gênico entre as populações.

Garcia et al. (2006), estudando a diversidade genética de *Nasutitermes coxipoensis* em fragmentos de Cerrado no Brasil, observaram que houve fluxo gênico entre as populações e que a

fragmentação ambiental afetou pouco ou nada a diversidade genética desta espécie. De acordo com estes autores, dentre as possíveis explicações para a alta diversidade genética das populações fragmentadas está a possibilidade de existir fluxo gênico entre as populações desses fragmentos e outras áreas não fragmentadas ou mais amplas e a produção sazonal de milhares de reprodutores que são liberados por cada ninho e que poderia evitar a erosão genética dentro das populações fragmentadas.

Em relação as florestas tropicais, a maior abundância e sensibilidade a alterações ambientais das espécies humívoras em florestas úmidas (Ackerman et al., 2009; DeSouza & K. Brown, 1994; Eggleton, 2000), tem motivado o uso destas espécies como modelos particularmente interessante para estudar os efeitos da fragmentação ambiental sob a ótica molecular (Dupont et al., 2009; García et al., 2003; Roy et al., 2006). García et al. (2003) estudaram a diversidade genética e distância genética entre ninhos de *Nasutitermes nigriceps* e *Nasutitermes corniger* na Guatemala e observaram baixos valores de diversidade genética e não encontraram relação entre a distância genética e geográfica o que poderia ser o resultado do efeito gargalo dentro das populações ou reflexo de uma população sem estruturação genética. Roy et al. (2006) estudaram o status taxonômico das colônias de *Cubitermes* na região da Reserva Lopé (Gabão), a fim de obter uma melhor compreensão da diversidade tropical de cupins em áreas fragmentadas e observaram que a dispersão das espécies não parece ser afetada pela fragmentação ambiental; Dupont et al., (2009) estudaram a variabilidade genética de *Labiotermes labralis* em floresta contínua e fragmentos em áreas de Florestas Baixas na Guiana Francesa e observaram que no local com maior perturbação antropogênica houve um aumento no coeficiente de endogamia e alta relação entre os reprodutivos primários sugerindo que a fragmentação do habitat e o isolamento causado por estradas e plantações induziu o isolamento reprodutivo da população. No entanto, os autores afirmam que estes resultados são preliminares e que é necessária uma maior amostragem para confirmação destes resultados.

Diante do exposto, o presente estudo tem como objetivo analisar o efeito da fragmentação do habitat sobre a estrutura das taxocenoses e a diversidade genética de populações de térmitas e a influência da matriz de cana-de-açúcar sobre o isolamento das populações em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

## Referências

- Ackerman, I.L., Constantino, R., Gauch, H.G., Lehmann, J., Riha, S.J., Fernandes, E.C.M., 2009. Termite (Insecta: Isoptera) species composition in a primary rain forest and agroforests in central Amazonia. *Biotropica* 41, 226–233. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00479.x>
- Almeida, C.S., Cristaldo, P.F., Florencio, D.F., Ribeiro, E.J.M., Cruz, N.G., Silva, E.A., Costa, D.A., Araújo, A.P.A., Almeida, C.S., Cristaldo, P.F., Florencio, D.F., Ribeiro, E.J.M., Cruz, N.G., Silva, E.A., Costa, D.A., Araújo, A.P.A., 2017. The impact of edge effect on termite community (Blattodea: Isoptera) in fragments of Brazilian Atlantic Rainforest. *Brazilian J. Biol.* 77, 519–526. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.17815>
- Begon, M., Townsend, C., Harper, J., 2007. *Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed, Porto Alegre.
- Bierregaard Richard O., J., Lovejoy, T.E., Kapos, V., dos Santos, A.A., Hutchings, R.W., 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments A prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42, 859–866.
- Brown, J.H., Kodric-Brown, A., 1977. Turnover Rates in Insular Biogeography: Effect of Immigration on Extinction. *Ecology* 58, 445–449. <https://doi.org/10.2307/1935620>
- Cain, M., Bowman, W., Hacker, S., 2011. *Ecologia*. Artmed, Porto Alegre.
- Campanili, M., Schäffer, W.B., 2010. *Mata Atlântica: Patrimônio Nacional dos Brasileiros*. Brasília.
- Collinge, S.K., 1998. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landsc. Urban Plan.* 42, 157–168. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(98\)00085-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00085-1)
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento – 2017. *Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar*.
- Constantino, R., 1999. Chave ilustrada para identificação dos gêneros de cupins (Insecta:isoptera) que ocorrem no Brasil. *Pap. Avulsos Zool.* 40, 387–448. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492003000600001>
- Constantino, R., Schlemmermeyer, T., 2000. Cupins (Insecta: Isoptera). *Fauna Silv. da região do rio Manso - MT*.

- Costa-Leonardo, A.M., 2002. Cupins-Praga: Morfologia Biologia e Controle. Rio Claro.
- Dangerfield, J.M., McCarthy, T.S., Ellery, W.N., 1998. The mound-building *Macrotermes michaelseni* as an ecosystem engineer. *J. Trop. Ecol.* 14, 507–520.
- Davies, R.G., 2002. Feeding group responses of a Neotropical termite assemblage to rain forest fragmentation. *Oecologia* 133, 233–242. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1011-8>
- Davies, R.G., Hernández, L.M., Eggleton, P., Didham, R.K., Fagan, L.L., Winchester, N.N., 2003. Environmental and spatial influences upon species composition of a termite assemblage across neotropical forest islands. *J. Trop. Ecol.* 19, 509–524. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003560>
- DeSouza, O., K. Brown, V., 1994. Effects of fragmentation on Amazonian termite communities, *Journal of Tropical Ecology - J TROP ECOL.* <https://doi.org/10.1017/S0266467400007847>
- Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zamudio, K.R., 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biol. Conserv.* 142, 1560–1569. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.016>
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65, 169–175. <https://doi.org/10.2307/3544901>
- Dupont, L., Roy, V., Bakkali, A., Harry, M., 2009. Genetic variability of the soil-feeding termite *Labiotermes labralis* (Termitidae, Nasutitermitinae) in the Amazonian primary forest and remnant patches. *Insect Conserv. Divers.* 2, 53–61. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00040.x>
- Eggleton, P., 2000. Global patterns of termite diversity, in: ABE, T., BIGNELL, D.E., HIGASHI, M. (Eds.), *Termites: Evolution, Sociality, Symbioses and Ecology*. Academic Publications, Dordrecht: Kluwer.
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., 2001. How much habitat enough?, *Biological Conservation.* [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Fahrig, L., Paloheimo, J., 1988. Determinants of local population size in patchy habitats. *Theor. Popul. Biol.* 34, 194–213. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0040-5809\(88\)90042-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0040-5809(88)90042-1)
- Forero-Medina, G., Vieira, M.V., 2007. Conectividade funcional e a importância da interação

- organismo-paisagem. *Oecologia Bras.* 11, 493–502.  
<https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.03>
- Fox-Dobbs, K., Doak, D.F., Brody, A.K., Palmer, T.M., 2010. Termites create spatial structure and govern ecosystem function by affecting N<sub>2</sub> fixation in an East African savanna. *Ecology* 91, 1296–1307. <https://doi.org/10.1890/09-0653.1>
- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese, in: *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*.
- Garcia, J., Maekawa, K., Constantino, R., Matsumoto, T., Miura, T., 2006. Analysis of the genetic diversity of *Nasutitermes coxipensis* (Isoptera: Termitidae) in natural fragments of Brazilian Cerrado using AFLP markers, *Sociobiology*.
- García, J., Maekawa, K., Miura, T., Constantino, R., Matsumoto, T., 2003. Genetic distance between *Nasutitermes nigriceps* and *Nasutitermes corniger* nests in Guatemalan forests using AFLP markers. *Sociobiology* 41, 663–672.
- Garcia, J., Maekawa, K., Miura, T., Matsumoto, T., 2002. Population structure and genetic diversity in insular populations of *Nasutitermes takasagoensis* (Isoptera: Termitidae) analyzed by AFLP markers. *Zoolog. Sci.* 19, 1141–1146.  
<https://doi.org/10.2108/zsj.19.1141>
- García, J., Maekawa, K., Miura, T., Matsumoto, T., 2004. Genetic distance between *Nasutitermes takasagoensis* (Isoptera: Termitidae) populations in Taiwan and the Yaeyama Islands, analyzed by amplified fragment length. *Entomol. Sci.* 7, 245–249.  
<https://doi.org/10.1111/j.1479-8298.2004.00070.x>
- Gibbs, J., 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations, *Biological Conservation*. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00203-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00203-2)
- Gullan, P.J., Cranston, P.S., 2004. *The Insects: An Outline of Entomology*.
- Harrison, S., Bruna, E., 2006. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography (Cop.)*. 22, 225–232. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00496.x>
- Jouquet, P., Barré, P., Lepage, M., Velde, B., 2005. Impact of subterranean fungus-growing termites (Isoptera, Macrotermitiane) on chosen soil properties in a West African savanna. *Biol. Fertil. Soils* 41, 365–370. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0839-6>
- Keyghobadi, N., 2007. The genetic implications of habitat fragmentation for animals This review

- is one of a series dealing with some aspects of the impact of habitat fragmentation on animals and plants. This series is one of several virtual symposia focussing on ecological topi. *Can. J. Zool.* 85, 1049–1064. <https://doi.org/10.1139/Z07-095>
- Kim, E., Song, W., Lee, D.-K., 2012. Forest Fragmentation and its impacts : A review, *Journal of the Korea Society of Environmental Restoration Technology*.  
<https://doi.org/10.13087/kosert.2012.15.2.149>
- Knapp, L.A., 2013. Molecular genetic tools for evaluating the consequences of habitat fragmentation, in: Marsh, L.K., Chapman, C.A. (Eds.), *Primates in Fragments: Complexity and Resilience*. Springer, New York, pp. 389–398.
- Krishna, K., Grimaldi, D.A., Krishna, V., Engel, M.S., 2013. Treatise on the Isoptera of the world. *Bull. Am. Museum Nat. Hist.* 377, 1–200.
- Laclau, P., 1994. La conservación de los recursos naturales renovables y el hombre en la selva Paranaense, in: *Boletín Técnico Fundación Vida Silvestre Argentina*. p. 139.
- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15, 237–240.
- Macarthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Marchese, C., 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 297–309. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.008>
- Meireles, L.D., Shepherd, G.J., Kinoshita, L.S., 2008. Variação na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. *Brazilian J. Bot.* 31, 559–574.
- Mills, L.S., Tallmon, D.A., 1999. The role of genetics in understanding forest fragmentation, in: Lehmann, R.J.A., Wisniewski, J. (Eds.), *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*. Boston, pp. 171–186.
- Mittermeier, R., Turner, W., Larsen, F., Brooks, T., Gascon, C., 2011. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots, in: *Biodiversity Hotspots*. pp. 3–22.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1)
- Oliveira, E.J., Pádua, J.G., Zucchi, M.I., Vencovsky, R., Vieira, M.L.C., 2006. Origin, evolution and genome distribution of microsatellites. *Genet. Mol. Biol.* 29, 294–307.

- Pringle, R.M., Doak, D.F., Brody, A.K., Jocqué, R., Palmer, T.M., 2010. Spatial pattern enhances ecosystem functioning in an African savanna. *PLoS Biol.* 8.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000377>
- Ranta, P., Blom, T.O.M., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7, 385–403. <https://doi.org/10.1023/A:1008885813543>
- Reis, M.S., Mariot, A., Conte, R., Guerra, M.P., 2002. Aspectos do manejo de recursos da Mata Atlântica no contexto ecológico, fundiário e legal, in: Simões, L.L., Lino, C.F. (Eds.), *Sustentável Mata Atlântica*. Senac São Paulo, São Paulo, pp. 159–172.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am. Nat.* 158, 87–99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Rizzini, C.T., 1997. *Tratado de fitogeografia do Brasil*, 2°. ed. Rio de Janeiro.
- Roy, V., Demanche, C., Livet, A., Harry, M., 2006a. Genetic differentiation in the soil-feeding termite *Cubitermes* sp. *affinis subarquatus*: occurrence of cryptic species revealed by nuclear and mitochondrial markers. *BMC Evol. Biol.* 6, 102. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-102>
- Roy, V., Demanche, C., Livet, A., Harry, M., 2006b. Genetic differentiation in the soil-feeding termite *Cubitermes* sp. *affinis subarquatus*: Occurrence of cryptic species revealed by nuclear and mitochondrial markers. *BMC Evol. Biol.* 6, 1–12. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-6-102>
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conserv. Biol.* 5, 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Silva, J.M.C., Casteleti, C.H.M., 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, in: Galindo-Leal, C., Gusmão, C.I. (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica - Conservação Internacional, São Paulo - Belo Horizonte, pp. 43–59.

- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Muller, M.S., Rodig, E., Wiegand, T., Huth, A., 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68, 571–573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Templeton, A.R., Shaw, K., Routman, E., Davis, S.K., 1990. The Genetic Consequences of Habitat Fragmentation Author ( s ): Alan R . Templeton , Kerry Shaw , Eric Routman and Scott K . Davis Source : *Annals of the Missouri Botanical Garden* , Vol . 77 , No . 1 ( 1990 ), pp . 13-27 Published by : Missouri Botanical. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 77, 13–27.
- Triplehorn, C.A., Johnson, N.F., 2011. *Estudo dos insetos*. Cengage Learning, São Paulo.
- Vasconcellos, A., 2010. Biomass and abundance of termites in three remnant areas of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54, 455–461. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300017>
- Vasconcellos, A., Moura, F.M.D.S., 2010. Wood litter consumption by three species of *Nasutitermes* termites in an area of the Atlantic Coastal Forest in northeastern Brazil. *J. Insect Sci.* 10, 72. <https://doi.org/10.1673/031.010.7201>
- WWF - World Wide Fund for Nature, 2018. Ameaças à Mata Atlântica [WWW Document]. URL [https://www.wwf.org.br/natureza\\_brasileira/questoes\\_ambientais/biomas/bioma\\_mata\\_atl/bioma\\_mata\\_atl\\_ameacas](https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_mata_atl/bioma_mata_atl_ameacas) (accessed 3.18.18).

## **Capítulo 2**

### **Compartilhamento de térmitas (Blattodea: Isoptera) entre matrizes de cana-de-açúcar e fragmentos de Floresta Atlântica, NE, Brasil**

#### **Resumo**

A Floresta Atlântica da América do Sul é uma das florestas tropicais mais degradadas e o cultivo de cana-de-açúcar é apontado como uma das principais causas. Os térmitas são insetos que respondem bem a alterações ambientais e que por isso tem sido utilizados como modelos para estudos com abordagens ecológicas. Este estudo objetivou comparar as taxocenoses de térmitas de fragmentos de Floresta Atlântica com a das matrizes de cana-de-açúcar que os circundam. As coletas foram realizadas em duas usinas de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. Em cada uma delas foi amostrado um fragmento de Floresta Atlântica e o canavial adjacente e em cada ambiente foi aplicado um protocolo padronizado de amostragem de térmitas. Foram registradas 39 espécies e 302 encontros. A riqueza de espécies, abundância relativa e composição de espécies foram significativamente diferentes entre as florestas e matrizes, com a presença de espécies exclusivas em cada ambiente, 25 na floresta e sete nas matrizes. Nas matrizes foram registradas espécies humívoras, pertencentes à subfamília Apicotermatinae, e espécies de áreas abertas. Houve diferença marcante entre as taxocenoses das matrizes, possivelmente devido às características do solo. A maioria das espécies encontradas na matriz não provoca danos à cultura, pelo contrário, podem atuar nos processos de decomposição e formação dos solos, contribuindo para o aumento da produtividade.

**Palavras-chave:** Conservação; dispersão de espécies; grupos alimentares; isolamento; riqueza de espécies.

### **Abstract**

The Atlantic Forest of South America is one of the most degraded tropical forests and the cultivation of sugarcane is considered one of the main causes. Termites are insects that respond well to environmental changes and therefore have been used as models for ecological studies. The present study aimed to compare termite assemblages of fragments of the Atlantic Forest with that of the sugarcane matrices that surround them. Collections were performed in two sugarcane plantations in Northeast Brazil. In each plantation, a fragment of Atlantic Forest and an adjacent sugarcane field were sampled using a standardized termite sampling protocol. A total of 39 species and 302 encounters were recorded. Species richness, relative abundance and composition differed significantly between forests and the matrices, with the presence of unique species in each environment—25 in the forests and seven in the matrices. Humus-consuming species of the subfamily Apicotermatinae and species of open areas were found in the matrices. There was a marked difference between the assemblages of the matrices, possibly due to soil characteristics. The majority of the species found in the matrices do not cause damage to the crop, but instead act in the processes of soil decomposition and formation, thereby contributing to increased productivity.

**Key words:** Conservation; species dispersal; food groups; isolation; species richness.

## Introdução

A Floresta Atlântica da América do Sul é considerada um dos maiores repositórios de biodiversidade do planeta e uma das florestas tropicais mais degradadas (Galindo-Leal & Câmara, 2005; Marchese, 2015). Estima-se que atualmente a Floresta Atlântica está reduzida a pouco mais de 11% de sua área de cobertura original (Ribeiro et al., 2009) e a cana-de-açúcar é uma das culturas cuja expansão tem sido apontada como uma das principais causas para o atual cenário de degradação. Na região Nordeste do Brasil, matrizes de cana-de-açúcar circundando remanescentes de Floresta Atlântica compõem um cenário frequentemente observado (Ranta et al., 1998). Apenas na safra 2016/17 foram colhidas 866,5 mil ha de cana-de-açúcar nesta região (CONAB, 2017).

Em florestas úmidas, como a Floresta Atlântica, os térmitas se destacam pela abundância e importância funcional. São organismos eussociais importantes na dinâmica dos processos ecológicos relacionados ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes da necromassa vegetal (Vasconcellos, 2010; Vasconcellos & Moura, 2010). Estes insetos respondem bem a alterações ambientais e por isso têm sido utilizados como modelos para estudos com abordagens ecológicas. A conversão de áreas naturais em monoculturas ou devido ao corte seletivo de árvores é apontada como responsável pela diminuição da riqueza de espécies, abundância, além de alterações na proporção de grupos alimentares, sendo as espécies humívoras (grupo alimentar III e IV, de acordo com a classificação de Donovan et al., 2001) as mais sensíveis a alterações ambientais (Bandeira & Vasconcellos, 2002; Eggleton et al., 1996).

Dentro do contexto apresentado, este estudo teve como objetivo comparar as taxocenoses de térmitas de fragmentos de Floresta Atlântica com a das matrizes de cana-de-açúcar que os circundam, buscando avaliar (i) a riqueza espécies, abundância relativa e a composição e distribuição de grupos alimentares nas matrizes e nos fragmentos florestais; e (ii) os hábitos e pest-status, baseado nos registros da literatura, das espécies que vivem na matriz de cana-de-açúcar.

## Material e Métodos

A pesquisa foi realizada em duas usinas de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. A primeira, a Usina São João, está localizada no município de Santa Rita, Litoral Centro da Paraíba (07°09'45,8"S e 35°03'51.5"W). As coletas foram realizadas entre outubro de 2014 e abril de 2015. A temperatura média anual é de 25.2°C, a umidade relativa do ar média de 83% e precipitação pluviométrica anual de 2193.6. O solo é originado de sedimentos argilo-arenosos e é classificado como Argissolo vermelho-amarelo de textura arenosa a arenosa franca, profundo e de baixa fertilidade (Santana, 1987). A segunda, a Usina São José, está localizada no município de Igarassu, Mata Norte do Estado de Pernambuco (7° 49' 7"S e 35° 00'45"W). As coletas foram realizadas entre setembro de 2015 e janeiro de 2016. A temperatura média anual é de 26.3 °C, a umidade relativa do ar média 83,9% e precipitação pluviométrica anual de 1455.6 mm (dados coletados na estação meteorológica da Usina São José entre janeiro e dezembro de 2016). O solo é originado de sedimentos do Grupo Barreira e classificado como Latossolo vermelho-amarelo de textura variando de argila arenosa a argilosa, profundo e de baixa a média fertilidade (Koffler et al., 1986). Nas duas usinas a variedade de cana-de-açúcar cultivada nas áreas analisadas foi a RB92579. As áreas não haviam recebido aplicação de defensivos agrícolas há, pelo menos, 18 meses e haviam sofrido incêndios há, pelo menos, seis meses.

Em cada área foi aplicado o protocolo proposto por (Cancello et al., 2014) que consiste na demarcação de seis transectos de 65m X 2m, contendo cinco parcelas de 5m X 2m com espaçamento de 10m entre elas. O tempo de coleta em cada parcela corresponde ao esforço amostral de 1hora/pessoa. Durante este tempo, os térmitas foram procurados em todos os possíveis microhábitats e em seguida os espécimes coletados foram identificados e as espécies classificadas por grupo alimentar, de acordo com a proposta de (Donovan et al., 2001). Esse protocolo foi desenvolvido originalmente para coleta de térmitas em florestas tropicais, porém já vem sendo aplicado em ecossistemas abertos, como a Caatinga (Vasconcellos et al., 2010; Viana et al., 2014). O material testemunho foi depositado na Coleção de Isoptera da Universidade Federal da Paraíba.

Para cada fragmento florestal e para cada área de canavial foram obtidos a riqueza de espécies observada e o número de encontros, este último utilizado como um indicativo da abundância relativa (Cancello et al., 2014). Com intuito de verificar a suficiência amostral e

estimar a riqueza real de espécies, para cada área foi utilizado o estimador não paramétrico Chao2, com 500 aleatorizações sem reposição de amostras, utilizando o programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013).

As taxocenoses foram ordenadas utilizando o escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) utilizando o coeficiente de similaridade de Jaccard. As diferenças quanto a composição de espécies e de grupos alimentares entre floresta e matriz adjacente foram testadas através de análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA) com 9999 permutações. Todas essas análises foram realizadas utilizando o software PAST v. 3.20 (Hammer & Harper, 2006).

## Resultados e Discussão

Foram registradas 39 espécies e 302 encontros. Nos fragmentos de Floresta Atlântica, foram registradas 31 espécies e 210 encontros, enquanto nas áreas de cana-de-açúcar foram registradas 14 espécies e 92 encontros. Na usina São João (fragmento + matriz) foram registradas 25 espécies e 145 encontros (Tabela 1). No fragmento de Floresta Atlântica desta Usina foram registradas 24 espécies, das quais 22 foram exclusivas deste ambiente, e 109 encontros, enquanto na matriz de cana-de-açúcar foram registradas apenas três espécies, sendo *Amitermes nordestinus* Silvestri, 1901 exclusiva deste ambiente, e 36 encontros. Na Usina São José (fragmento + matriz) foram registradas 29 espécies e 157 encontros (Tabela 1). No fragmento de Floresta Atlântica foram coletadas 21 espécies, sendo 17 exclusivas deste ecossistema, e 101 encontros, enquanto na matriz de cana-de-açúcar foram encontradas 12 espécies, das quais oito foram exclusivas deste ambiente, e 56 encontros.

O nMDS indicou que a estrutura das taxocenoses do fragmento florestal e da matriz são diferentes nas duas usinas (Fig. 1). A PERMANOVA mostrou que a composição de espécies foi significativamente diferente nas duas formações vegetais, tanto para a Usina São João ( $F = 20.2$ ,  $P < 0.05$ ), quanto para a Usina São José ( $F = 9.93$ ,  $P < 0.05$ ).

Os fragmentos de Floresta Atlântica apresentaram resultados similares quanto a estrutura dos grupos alimentares, com um maior número de espécies e de encontros registrados para o Grupo II, seguido pelos grupos III, IV e I. Entretanto, na matriz da Usina São João foi registrado

apenas o Grupo alimentar II, enquanto na matriz da Usina São José foram registrados os Grupos alimentares II e III (Fig. 2).

Este é o primeiro registro de espécies pertencentes à subfamília Apicotermitinae em canaviais no Nordeste do Brasil. Existe registro desta subfamília na região Sudeste do Brasil, onde, no entanto, as espécies foram identificadas apenas ao nível de subfamília (Junqueira et al., 2015). Todas as espécies encontradas no canavial da Usina São João e as demais espécies coletadas no canavial da Usina São José pertencem a gêneros que foram registrados anteriormente associados à cana-de-açúcar na região Nordeste do Brasil (Guagliumi, 1972/73; Novaretti & Fontes, 1998; Miranda et al., 2004).

Na Usina São João a riqueza de espécies no fragmento de Floresta Atlântica foi oito vezes maior que àquela registrada no canavial, enquanto na Usina São José a riqueza de espécies no fragmento florestal foi aproximadamente 1,7 vezes maior. É importante perceber que as taxocenoses encontradas nas matrizes não correspondem exatamente a um subgrupo das taxocenoses encontradas nos fragmentos de florestais adjacente, apresentando um número considerável de espécies exclusivas, o que, em escala de paisagem, representa um aumento da riqueza total de espécies. Outros trabalhos comparando a taxocenose de térmitas de fragmentos florestais e plantações próximas também registraram a diminuição da riqueza de espécies e abundância, além de diferenças quanto a composição taxonômica e de grupos alimentares (Attignon et al., 2005; Basset et al., 2016; Eggleton et al., 1996). Outro fator que pode ter contribuído para a diminuição da riqueza de espécies de térmitas na matriz de cana-de-açúcar é o tipo de manejo realizado. A prática da queima pré-colheita ainda é comum no cultivo de cana-de-açúcar e reduz a quantidade de matéria orgânica no solo quando comparada a colheita verde ou mecanizada, além de diminuir significativamente a abundância de artrópodes (Sajjad et al., 2012; Wiedenfeld, 2009).

A menor riqueza de espécies e abundância, juntamente com a simplificação da estrutura de grupos alimentares nas matrizes em relação àquelas registradas nos fragmentos de Floresta Atlântica indica que a matriz funciona como um filtro para a grande maioria das espécies, mas que favorece a permanência de outras populações, especialmente espécies de áreas abertas, como *Amitermes nordestinus*, *Nasutitermes coxipoensis* (Holmgren, 1910), *Syntermes grandis* (Rambur, 1842) e *Syntermes nanus* (Alves et al., 2011; Constantino, 1995; Cunha & Morais, 2010; Garcia et al., 2006; Mathews, 1977).

No canavial da Usina São João todas as espécies foram incluídas no Grupo alimentar II, enquanto no canavial da Usina São José, das 12 espécies registradas, seis espécies da subfamília Apicotermatinae e a espécie *Neocapritermes opacus* (Termitinae) que estão incluídas no grupo alimentar III. As espécies *S. grandis* e *S. nanus* que, apesar de estarem incluídas no grupo alimentar II, tem uma forte ligação com o solo, uma vez que seus ninhos são subterrâneos (Constantino, 1995).

A composição espécies dos dois canaviais foram bem diferentes. Essa diferença pode estar relacionada a uma maior quantidade de argila no solo da Usina São José (ver tipo de solo na descrição das áreas). A argila é componente chave para garantir a estabilidade estrutural dos ninhos de térmitas (Jouquet et al., 2004). Portanto, solos arenosos dificultam a construção de ninhos e diminuem a estabilidade das galerias (Lee & Wood, 1971). As taxocenoses de térmitas de duas áreas de restinga no estado da Paraíba, cujo solo se assemelha em textura ao solo do canavial da Usina São João, possuem uma baixa ocorrência de espécies da subfamília Apicotermatinae, o que foi associado as propriedades do solo (Vasconcellos et al., 2005). Desta forma, as diferenças encontradas indicam que mesmo matrizes formadas pela mesma monocultura, inclusive com a mesma variedade de cana-de-açúcar e manejo, podem sustentar taxocenoses bem diferentes.

Apesar dos térmitas serem considerados importantes pragas da cultura de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil (Novaretti & Fontes, 1998), as publicações que estudam as taxocenoses de térmitas em canaviais desta região são, em geral, escassas e relativamente antigas (Guagliumi, 1972/73; Miranda et al., 2004; Novaretti & Fontes, 1998). Na presente pesquisa, as espécies *S. grandis* e *S. nanus* foram observadas danificando as folhas de plantas ainda em desenvolvimento, as demais espécies não foram observadas ocasionando injúrias as plantas e estavam se alimentando de palhicho ou matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, contribuindo assim para os processos de ciclagem de nutrientes.

Há uma simplificação drástica das estruturas taxonômicas e funcionais dos térmitas com a conversão da Floresta Atlântica em matriz cana-de-açúcar. Por outro lado, a matriz não é um ambiente completamente inóspito a presença de térmitas, sendo capaz de manter espécies que não são encontradas nos fragmentos de Floresta Atlântica adjacentes, em especial espécies típicas de áreas abertas. Aparentemente, a maioria das espécies encontradas na matriz não provocam danos a cultura, se alimentando do palhicho e de matéria orgânica contida nas camadas superficiais do

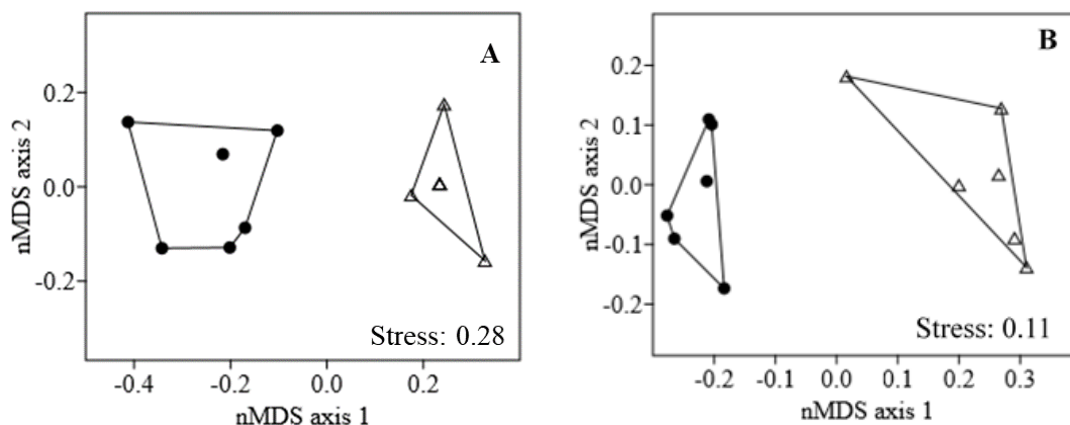
solo, contribuindo para a ciclagem de nutrientes. Variações no tipo de solo, especialmente quantidade de argila, de uma mesma monocultura aparentemente podem exercer influência sobre a composição das taxocenoses de térmitas, alterando a permeabilidade da matriz.

## Referências

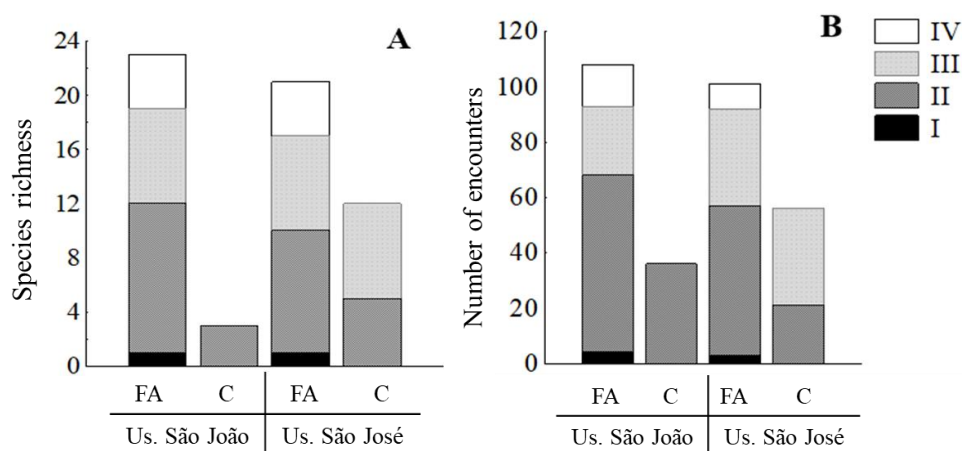
- Alves, W. de F., Mota, A., Lima, R. de, Bellezoni, R., Vasconcellos, A., 2011. Termites as Bioindicators of Habitat Quality in the Caatinga, Brazil: Is There Agreement Between Structural Habitat Variables and the Sampled Assemblages? *Neotrop. Entomol.* 40, 39–46. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2011000100006>
- Attignon, S.E., Lachat, T., Sinsin, B., Nagel, P., Peveling, R., 2005. Termite assemblages in a West-African semi-deciduous forest and teak plantations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 110, 318–326. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.020>
- Bandeira, A.G., Vasconcellos, A., 2002. Quantitative survey of termites in a gradient of disturbed highland forest in northeastern Brazil (Isoptera). *Sociobiology* 39, 429–439.
- Basset, Y., Barrios, H., Ramirez, J.A., Lopez, Y., Coronado, J., Perez, F., Arizala, S., Bodadilla, R., Leponce, M., 2016. Contrasting the distribution of butterflies and termites in plantations and tropical forests. *Biodivers. Conserv.* 26, 151–176.
- Cancello, E.M., Silva, R.R., Vasconcellos, A., Reis, Y.T., Oliveira, L.M., 2014. Latitudinal Variation in Termite Species Richness and Abundance along the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Biotropica*. 0, 1–10.
- Colwell, R.K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento, 2017. Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar 1.
- Constantino, R., 1995. Revision of the neotropical termite genus *Syntermes* Holmgren (Isoptera: Termitidae). *Dept. Entomol. Univ. Kansas* 55, 455–518.
- Cunha, H.F., Moraes, P.P.A.M., 2010. Relação espécie-área em cupinzeiros de pastagem, Goiânia-GO, Brasil. *EntomoBrasilis* 3, 60–63.
- Donovan, S.E., Eggleton, P., Bignell, D.E., 2001. Gut content analysis and a new feeding group classification of termites. *Ecol. Entomol.* 26, 356–366.
- Eggleton, P., Bignell, D.E., W. A. Sands, Mawdsley, N.A., Lawton, J.H., Wood, T.G., Bignell, N.C., 1996. The diversity, abundance and biomass of termites under differing levels of disturbance in the Mbalmayo Forest Reserve, southern Cameroon. *Philos. Trans. R. Soc. London B Biol. Sci.* 351, 51–68. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0004>

- Galindo-Leal, C., Câmara, I.G., 2005. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese, in: Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas.
- Garcia, J., Maekawa, K., Constantino, R., Matsumoto, T., Miura, T., 2006. Analysis of the genetic diversity of *Nasutitermes coxipensis* (Isoptera: Termitidae) in natural fragments of Brazilian Cerrado using AFLP markers, *Sociobiology*.
- Guagliumi, P., n.d. Pragas da cana-de-açúcar no nordeste do Brasil.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., 2006. *Paleontological Data Analysis*.
- Jouquet, P., Tessier, D., Lepage, M., 2004. The soil structural stability of termite nests: Role of clays in *Macrotermes bellicosus* (Isoptera, Macrotermitinae) mound soils. *Eur. J. Soil Biol.* 40, 23–29. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2004.01.006>
- Junqueira, L.K., Gonçalves, E.R., Teixeira, L.M.C., 2015. Termite Communities in Sugarcane Plantations in Southeastern Brazil: an Ecological Approach. *EntomoBrasilis* 8, 105–116. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v8i2.502>
- Koffler, N.P., Lima, J.F.W.F., Lacerda, J.F., Santana, J.F., Silva, M.A., 1986. Caracterização Edafo-climática das Regiões Canavieiras do Brasil: Pernambuco. PLANALSUCAR, Piracicaba.
- Lee, K.E., Wood, T.G., 1971. Termites and soils.
- Marchese, C., 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 297–309. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.008>
- Mathews, A.G., 1977. *Studies on Termites from the Mato Grosso State Brazil*, Academia Brasileira de Ciências.
- Miranda, C.S., Vasconcellos, A., Bandeira, A.G., 2004. Termites in sugar cane in Northeast Brazil: ecological aspects and pest status. *Neotrop. Entomol.* 33, 237–241. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2004000200015>
- Novaretti, W.R.T., Fontes, L.R., 1998. Cupins: Uma grave ameaça à cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil, in: *Cupins: O Desafio Do Conhecimento*. p. 512.
- Ranta, P., Blom, T.O.M., Niemela, J., Joensuu, E., Siitonen, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7, 385–403. <https://doi.org/10.1023/A:1008885813543>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Sajjad, A., Ahmad, F., Makhdoom, A.H., Imran, A., 2012. Does trash burning harm arthropods biodiversity in sugarcane? *Int. J. Agric. Biol.* 14, 1021–1023.
- Santana, J.F., 1987. Caracterização Edafo-climática das Regiões Canavieiras do Brasil: Paraíba.

- Vasconcellos, A., 2010. Biomass and abundance of termites in three remnant areas of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54, 455–461.  
<https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300017>
- Vasconcellos, A., Bandeira, A.G., Moura, F.M.S., Araújo, V.F.P., Gusmão, M.A.B., Constantino, R., 2010. Termite assemblages in three habitats under different disturbance regimes in the semi-arid Caatinga of NE Brazil. *J. Arid Environ.* 74, 298–302.  
<https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.07.007>
- Vasconcellos, A., Mélo, A.C., Segundo, E.M., Bandeira, A., 2005. Cupins de duas florestas de restinga do nordeste brasileiro. *Iheringia. Série Zool.* 95, 127–131.  
<https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000200003>
- Vasconcellos, A., Moura, F.M.D.S., 2010. Wood litter consumption by three species of *Nasutitermes* termites in an area of the Atlantic Coastal Forest in northeastern Brazil. *J. Insect Sci.* 10, 72. <https://doi.org/10.1673/031.010.7201>
- Viana, A.B., Souza, V.B., Reis, Y.T., Marques-Costa, A.P., 2014. Termite assemblages in dry tropical forests of Northeastern Brazil: Are termites bioindicators of environmental disturbances? *Sociobiology* 61, 324–331. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v61i3.324-331>
- Wiedenfeld, B., 2009. Effects of green harvesting vs burning on soil properties, growth and yield of sugarcane in south texas. *J. Am. Soc. Sugar Cane Technol.* 29, 102–109.



**Fig. 1.** Escalonamento multidimensional não-métrico para as taxocenoses de térmitas em dois fragmentos de Floresta Atlântica e canaviais adjacentes da Usina São João (A) e da Usina São José (B). ● – Floresta Atlântica. Δ – Canavial.



**Fig. 2.** Riqueza de espécies (A) e número de encontros de térmitas (B) por grupo alimentar em dois fragmentos de Floresta Atlântica e canaviais adjacentes de duas usinas de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. Us. – usina. FA – Floresta Atlântica. C – Canavial. I – Grupo alimentar I; II – Grupo alimentar II; III – Grupo alimentar III; IV – Grupo alimentar IV (Donavan et al., 2001).

**Tabela 1.** Riqueza observada e estimadas, número de encontro e grupo alimentar em fragmentos de Floresta Atlântica e canaviais no Nordeste do Brasil. N – Número de parcelas em que a espécie foi encontrada.  $S_{obs}$  – Riqueza observada. Us. – usina. FA – Floresta Atlântica. C – Canavial. G – Grupo alimentar. Dp. - Desvio padrão.

| Família/Subfamília/Espécie                          | Us. São João |   | Us. São José |    | G   |
|-----------------------------------------------------|--------------|---|--------------|----|-----|
|                                                     | N            | N | N            | N  |     |
|                                                     | FA           | C | FA           | C  |     |
| <b>Rhinotermitidae</b>                              |              |   |              |    |     |
| <i>Heterotermes longiceps</i> (Snyder, 1924)        | 4            | - | 3            | -  | I   |
| <b>Termitidae</b>                                   |              |   |              |    |     |
| <b>Apicotermitinae</b>                              |              |   |              |    |     |
| Apicotermitinae sp. 1                               | -            | - | 1            | -  | III |
| Apicotermitinae sp. 2                               | -            | - | 2            | -  | III |
| Apicotermitinae sp. 3                               | -            | - | -            | 1  | III |
| Apicotermitinae sp. 4                               | -            | - | -            | 1  | III |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 1                           | -            | - | 16           | -  | III |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 2                           | 10           | - | 5            | 9  | III |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 3                           | 1            | - | 8            | 2  | III |
| <i>Aparatermes</i> sp. 1                            | -            | - | -            | 4  | III |
| <i>Aparatermes</i> sp. 2                            | 1            | - | -            | -  | III |
| <i>Aparatermes</i> sp. 3                            | -            | - | -            | 4  | III |
| <i>Grigiotermes</i> sp.                             | 1            | - | 1            | -  | IV  |
| <i>Tetimatermes</i> sp.                             | -            | - | 1            | -  | IV  |
| <b>Nasutitermitinae</b>                             |              |   |              |    |     |
| <i>Atlantitermes</i> sp.                            | 1            | - | -            | -  | IV  |
| <i>Diversitermes diversimiles</i> (Silvestri, 1901) | 6            | - | 3            | -  | II  |
| <i>Nasutitermes callimorphus</i> (Mathews, 1977)    | 10           | - | 10           | -  | II  |
| <i>Nasutitermes corniger</i> (Motschulsky, 1855)    | 7            | - | 8            | -  | II  |
| <i>Nasutitermes coxipoensis</i> (Holmgren, 1910)    | -            | - | -            | 10 | II  |
| <i>Nasutitermes ephratae</i> (Holmgren, 1910)       | -            | - | 10           | -  | II  |

**Tabela 1. Continuação**

| Família/Subfamília/Espécie                               | Us. São João  |         | Us. São José |            | G   |
|----------------------------------------------------------|---------------|---------|--------------|------------|-----|
|                                                          | N             | N       | N            | N          |     |
|                                                          | FA            | C       | FA           | C          |     |
| <i>Nasutitermes gaigei</i> Emerson, 1925                 | -             | -       | 2            | -          | II  |
| <i>Nasutitermes jaraguae</i> (Holmgren, 1910)            | 1             | -       | -            | -          | II  |
| <i>Nasutitermes macrocephalus</i> (Silvestri, 1903)      | 2             | -       | -            | -          | II  |
| <i>Nasutitermes obscurus</i> (Holmgren, 1906)            | 3             | -       | -            | -          | II  |
| <i>Nasutitermes</i> sp.                                  | -             | -       | 1            | -          | II  |
| <i>Velocitermes velox</i> (Holmgren, 1906)               | 1             | -       | 4            | -          | II  |
| <b>Syntermitinae</b>                                     |               |         |              |            |     |
| <i>Embiratermes neotenicus</i> (Holmgren, 1906)          | 6             | -       | -            | -          | II  |
| <i>Embiratermes parvirostris</i> Constantino, 1993       | 7             | -       | -            | -          | III |
| <i>Labiatermes labralis</i> (Holmgren 1906)              | 7             | -       | 4            | -          | IV  |
| <i>Silvestritermes holmgreni</i> (Snyder, 1926)          | 3             | -       | 3            | -          | II  |
| <i>Syntermes grandis</i> (Rambur, 1842)                  | -             | -       | -            | 4          | II  |
| <i>Syntermes nanus</i> Constantino, 1995                 | -             | -       | -            | 2          | II  |
| <b>Termitinae</b>                                        |               |         |              |            |     |
| <i>Amitermes amifer</i> Silvestri, 1901                  | 7             | 2       | 1            | -          | II  |
| <i>Amitermes nordestinus</i> Melo & Fontes 2003          | -             | 16      | -            | -          | II  |
| <i>Cavitermes tuberosus</i> (Emerson, 1925)              | 1             | -       | 1            | -          | III |
| <i>Cylindrotermes sapiranga</i> Rocha & Cancellato, 2007 | 1             | 18      | -            | 4          | II  |
| <i>Microcerotermes indistinctus</i> Mathews, 1977        | 23            | -       | 15           | 1          | II  |
| <i>Neocapritermes opacus</i> Hagen, 1858                 | 2             | -       | 2            | 14         | III |
| <i>Orthognathotermes</i> sp.                             | 1             | -       | -            | -          | IV  |
| <i>Termes medioculatus</i> Emerson in Snyder, 1949       | 3             | -       | -            | -          | III |
| <b>S<sub>obs</sub></b>                                   | 24            | 3       | 21           | 12         |     |
| <b>Chao2 ± dp</b>                                        | 35.6<br>±10.4 | 3<br>±0 | 24.6<br>±4.1 | 13<br>±1.8 |     |
| <b>Número de encontros</b>                               | 109           | 36      | 101          | 56         |     |

### **Capítulo 3**

#### **Térmitas em Fragmentos de Floresta Atlântica circundados por canaviais: influência de atributos da paisagem e da vegetação sobre a estrutura das taxocenoses**

##### **Resumo**

A Floresta Atlântica é uma das maiores florestas tropicais do planeta e uma das mais degradadas. Os térmitas são insetos importantes para a ciclagem de nutrientes e vem sendo utilizados como modelos para estudos sobre fragmentação em florestas úmidas, onde as espécies humívoras são as mais sensíveis a alterações ambientais. Este estudo objetiva investigar a influência dos atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação sobre a estrutura das taxocenoses de térmitas em fragmentos de Floresta Atlântica inseridos em uma matriz de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil. As taxocenoses foram amostradas em 15 fragmentos utilizando um protocolo padronizado de amostragem. As espécies foram identificadas e categorizadas em grupos alimentares. Foram registradas 54 espécies e 2024 encontros. A riqueza variou entre 24 e 32 espécies e a abundância entre 117 e 165 encontros. O grupo alimentar II foi dominante em todos os fragmentos. Não houve diferença quanto ao número de encontros e o nMDS não demonstrou formação de grupos. Nem a riqueza e nem o número de encontros de térmitas pôde ser explicado pelas variáveis da paisagem, dos fragmentos e nem da vegetação. No entanto, o eixo 1 do nMDS foi positivamente correlacionado com o índice de circularidade. Dependendo do arranjo da paisagem, pequenos fragmentos podem abrigar um número similar de espécies a fragmentos maiores e ajudar a promover a conectividade funcional. Fragmentos irregulares estão mais suscetíveis ao efeito de borda que pode modificar a disponibilidade de nichos e alterar a composição de espécies. A principal preocupação em paisagens fragmentadas deve ser criar uma matriz que permita a migração. A criação de trampolins ou corredores ecológicos podem diminuir a distância entre os fragmentos e o aumento da permeabilidade da matriz pode tornar os remanescentes funcionalmente conectados sendo capazes de sustentar uma alta diversidade mantendo serviços e funções ecossistêmicas.

**Palavras-chave:** conectividade; conservação; ecologia de paisagem; matriz; isolamento.

### Abstract

The Atlantic Forest is one of the largest tropical forests of the world and one of the most degraded. Termites are important insects for nutrient cycling and they have been used as models for studies about environmental fragmentation in rainforests, where humivorous species are the most sensitive to environmental changes. This study aims to investigate the influence of attributes of landscape, remnants and vegetation on the structure of termite assemblages in Atlantic Forest remnants surrounded by sugarcane matrix in Northeast of Brazil. The assemblages were sampled in 15 Atlantic Forest remnants using a standardized sampling protocol. The species were identified and categorized into feeding groups. There were 54 species and 2024 encounters of termites. The observed richness ranged from 24 to 32 species and the abundance ranged from 117 to 165 encounters. The feeding group II was dominant in all the remnants. There was no difference in number of encounters among remnants and the nMDS did not demonstrate cluster formation. Neither the richness nor the number of termite encounters can be explained by the attributes of landscape, remnants or vegetation. However, axis 1 of the nMDS was positively correlated with the circularity index. Depending on the arrangement of the landscape, small and isolated remnants may harbor a similar species richness to larger remnants and help promote functional connectivity. Irregular remnants are more susceptible to the edge effect that able to modify the availability of niches by promoting the maintenance of different species compositions. The main concern in fragmented landscapes must be to create a matrix that allows migration. The creation of stepping stones or ecological corridors can reduce the distance among remnants and measures to increase the matrix permeability can remain the forest remnants functionally connected and capable of sustaining a high diversity while maintaining of services and functions of the ecosystem.

**Key words:** connectivity; conservation; landscape ecology; matrix; isolation.

## Introdução

As florestas tropicais de todo o mundo estão ameaçadas pela fragmentação ambiental que diminui drasticamente a biodiversidade e altera processos ecológicos (Haddad et al. 2015; Taubert et al. 2018). As atividades humanas como a expansão agrícola, exploração madeireira e a expansão das áreas urbanas são apontadas como as principais causas para esse cenário de degradação (Lewis et al., 2015; Morris, 2010).

Dentre as florestas tropicais, a Floresta Atlântica é uma das maiores do planeta, estendendo-se pela costa da América do Sul, ocupando a maior parte da costa brasileira, nordeste da Argentina e nordeste do Paraguai (Carlson et al., 2011; Izquierdo et al., 2008; Ribeiro et al., 2009). Estima-se que reste entre 11,4% e 16% dos cerca de 148,2 ha de cobertura original, a qual se encontra dividida em mais de 245.000 fragmentos, a maioria com menos de 50 ha, cuja estrutura interfere na dinâmica dos fluxos biológicos, influenciando diretamente a composição e diversidade (Munguía-Rosas & Montiel, 2014; Ribeiro et al., 2009). No Nordeste do Brasil, a fragmentação da Floresta Atlântica ocorreu de forma intensa e em grande parte devido à conversão de grandes áreas de floresta para o cultivo de cana-de-açúcar (Campanili & Schäffer, 2010).

Em ecossistemas tão fragmentados quanto a Floresta Atlântica, a conectividade funcional da paisagem é um dos aspectos mais importantes para a conservação e depende de vários fatores como o tamanho, forma e posição dos fragmentos na paisagem, além da capacidade de dispersão das espécies e do tipo de matriz circundante (Collinge, 1998; Fahrig, 2001a; Forero-Medina & Vieira, 2007; Ricketts, 2001).

Em florestas tropicais úmidas, os térmitas (Blattodea: Isoptera) se destacam como elementos importantes da dinâmica dos processos ecológicos relacionados ao fluxo de energia e ciclagem de nutrientes da necromassa vegetal (Vasconcellos, 2010; Vasconcellos & Moura, 2010). Os efeitos da fragmentação de florestas úmidas sobre as taxocenoses de térmitas já foram estudados para a Floresta Amazônica brasileira (DeSouza & K. Brown, 1994), Florestas Baixas da Guiana Francesa (Davies, 2002; Davies et al., 2003) e especificamente quanto ao efeito de borda em fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil (Almeida et al., 2017). As principais alterações são percebidas em relação a estrutura dos grupos alimentares, sendo as espécies que se alimentam de húmus as mais sensíveis. Também já foi observado que parâmetros da vegetação,

tal qual o diâmetro a altura do peito, pode influenciar o estabelecimento e volume dos ninhos e, conseqüentemente, o tamanho das populações (Couto et al., 2012; Gonçalves, T.; Reis, Jr.R.; DeSouza, O.; Ribeiro, 2005; Polatto & Vieira, 2009). Isto, porque quanto maior o diâmetro da árvore, maior o recurso disponível (Araújo et al., 2010), da mesma forma, quanto maior a riqueza de árvores, maior a variedade de recursos disponíveis.

A pressão antrópica, juntamente com a intensificação das mudanças ambientais globais, pode degradar severamente e comprometer o futuro das florestas tropicais, a menos que novos caminhos de desenvolvimento sustentável sejam estabelecidos ao lado de projetos de paisagem resilientes às mudanças climáticas (Lewis et al., 2015). Desta forma, pesquisas que visem entender a dinâmica da fragmentação em florestas tropicais e os aspectos que podem efetivamente influenciar as populações contidas neste tipo de paisagem são de extrema importância. Diante disto, o presente trabalho tem como objetivo investigar a influência dos atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação sobre a estrutura das taxocenoses de térmitas em fragmentos de Floresta Atlântica circundados por uma matriz de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil.

Em paisagens fragmentadas, os remanescentes estão expostos a mudanças físicas e biogeográficas em maior ou menor grau, mas os seus efeitos são modificados pelo tamanho, forma e posição na paisagem o que irá refletir na dinâmica das populações ali existentes (Saunders et al. 1991). Sendo assim, a primeira hipótese testada foi que (i) Atributos da paisagem e dos fragmentos influenciam a estrutura das taxocenoses de térmitas. Tendo em vista a forte relação entre os térmitas e a vegetação e sabendo que a fragmentação ambiental pode alterar a estrutura da vegetação (Laurance et al., 2000), foi testada a hipótese de que (ii) Atributos da vegetação influenciam a estrutura das taxocenoses de térmitas.

## **Material e Métodos**

### **Área de estudo**

As coletas foram realizadas entre março de 2016 e janeiro de 2017 na Usina São José, localizada no município de Igarassu, Pernambuco, porção norte da Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil (7° 49' 7"S e 35° 00' 45"W). O clima da região é quente e úmido. Durante o período de coleta a temperatura média foi de 26,3 °C, a umidade relativa do ar média foi de 83,1% e a

precipitação pluviométrica média de 105,9 mm (dados coletados na estação meteorológica da Usina São José). A velocidade média dos ventos na região é de 18.29 km/h, predominantemente na direção Leste-Sudeste (weatherspark, 2018). O solo é originado de sedimentos do Grupo Barreira e classificado como Latossolo vermelho-amarelo de textura variando de argila-arenosa a argilosa, profundo e de baixa a média fertilidade. O relevo varia entre plano a suave ondulado e a vegetação original é classificada como floresta subperenifolia (Koffler et al., 1986). De acordo com registros da usina, o cultivo de cana-de-açúcar iniciou-se próximo ao ano de 1900 (São José Agroindustrial 2018). A usina possui uma área total de 280 km<sup>2</sup> e 110 fragmentos de Floresta Atlântica com diferentes tamanhos e formas (Silva et al., 2012a), dos quais 15 foram selecionados para o estudo (Figura 1).

### **Composição específica de térmitas**

A taxocenose de térmitas em cada fragmento foi amostrada utilizando o protocolo padronizado de amostragem desenvolvido para amostragem de térmitas em florestas tropicais por Cancellato et al. (2014) e que consiste na demarcação de seis transectos de 65 X 2m, contendo cinco setores de 5 X 2m com espaçamento de 10m entre eles. O tempo de coleta em cada setor corresponde ao esforço amostral de 1hora/pessoa. Durante este tempo, os térmitas foram procurados em todos os possíveis microhabitats (solo, serapilheira, ninhos, trilhas, madeira em diferentes estágios de composição, etc.).

Os espécimes coletados foram conservados em etanol a 80% e após a identificação, as espécies foram categorizadas em grupos alimentares: Grupo I – espécies pertencentes às famílias inferiores e que se alimentam de madeira morta e gramíneas; Grupo II – espécies pertencentes a família Termitidae com diversos hábitos alimentares que inclui madeira morta, gramíneas, serrapilheira e micro epífitas; Grupo III – espécies pertencentes a família Termitidae que se alimentam das camadas superficiais do solo, ricas em matéria orgânica; Grupo IV – espécies pertencentes à família Termitidae que são consideradas verdadeiras humívoras, aparentemente ingerindo partículas minerais do solo (para a descrição completa dos grupos ver Donovan et al. 2001). Posteriormente o material testemunho foi depositado na Coleção de Isoptera da Universidade Federal da Paraíba.

### **Atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação**

Para cada fragmento foi calculado a área total, a distância até o fragmento mais próximo, proporção de cobertura florestal em um raio de 1 km ao redor dos fragmentos (%) e o índice de formato ou circularidade, calculada pela razão entre o perímetro do fragmento e o perímetro mínimo do fragmento em termos de número de superfícies celulares, onde 1 significa a melhor relação entre o perímetro e a área, ou seja, um círculo perfeito, e os valores vão aumentando conforme aumenta a irregularidade do fragmento (Bogaert et al., 2000; Milne, 1991). Os valores de cada uma destas variáveis de acordo com o fragmento são apresentados na Tabela 1. Essas informações foram obtidas acessando os dados do Sistema de informação Geográfica (SIG) desenvolvido para área de estudo por Trindade et al. (2008).

Para descrever os atributos da vegetação foi utilizado o método de pontos quadrantes (Cottam & Curtis, 1956). Em cada um dos fragmentos amostrados foram estabelecidos 15 pontos, com a distância de 10m entre eles. Em cada ponto foi amostrada a profundidade da serapilheira utilizando uma régua milimetrada e amostradas as quatro árvores mais próximas em cada quadrante, desde que com circunferência a altura do peito (CAP)  $\geq 15$  cm. Desta forma, em cada fragmento foram amostradas 60 árvores.

As árvores amostradas foram separadas em morfotipos e aferiu-se a CAP e a distância ponto-planta com o auxílio de uma fita métrica maleável. A partir desses dados, foram obtidos a riqueza de espécies, o diâmetro a altura do peito e a densidade de árvores para cada fragmento utilizando o programa Fitopac 1.6 (Shepherd, 2010).

### **Análise de dados**

Para cada fragmento foram obtidos a riqueza de espécies observada e número de encontros de térmitas, este último utilizado como um indicativo da abundância (Cancellato et al., 2014; Davies et al., 2003). Para verificar a suficiência amostral e estimar a riqueza foi utilizado o estimador Chao 2 com 500 aleatorizações sem reposição de amostras utilizando o programa EstimateS 9.1 (Colwell 2013).

Para comparar o número de encontros de térmitas entre os fragmentos foi realizada uma Análise de variância (one way – ANOVA), com teste de Tukey *a posteriori*. Com o intuito de ordenar as taxocenoses foi utilizado o Escalonamento Multidimensional não métrico (nMDS) a partir do coeficiente de distância de Jaccard e para verificar diferenças quanto a composição de

espécies entre os fragmentos foi realizada uma análise de variância permutacional não paramétrica (PERMANOVA), utilizando o índice de similaridade de Jaccard com 9999 permutações. Todas essas análises foram realizadas utilizando o software PAST v. 3.2 (Hammer et al., 2001).

A relação entre a riqueza e o número de encontro de térmitas e os atributos da paisagem, dos fragmentos e da vegetação foi testada através de Modelos Lineares Generalizados (GLM). A fim de evitar a inclusão de variáveis altamente correlacionadas na mesma análise, gerou-se uma matriz de correlação utilizando o software Bioestat 5.0 (AYRES et al., 2007). Todas das combinações de variáveis apresentaram correlação inferior a 0.75 e, portanto, todas foram incluídas nos modelos analisados.

Dois modelos foram construídos tendo a riqueza de térmitas como variável dependente e as variáveis referentes à paisagem e aos fragmentos (área, índice de circularidade, distância para a borda florestal mais próxima e cobertura florestal no raio de 1km) e as variáveis de vegetação (riqueza de árvores, densidade, DAP e profundidade da serrapilheira) como independentes e dois modelos foram construídos considerando o número de encontros de térmitas como variável dependente e as variáveis da paisagem e dos fragmentos (área, índice de circularidade, distância para a borda florestal mais próxima e cobertura florestal no raio de 1km) e as variáveis de vegetação (riqueza de árvores, densidade, DAP e profundidade da serrapilheira) como independentes. Os modelos foram construídos utilizando o software R.3.4.4 (CORE TEAM, 2018).

Para testar a relação entre a composição de espécies de térmitas e as variáveis ambientais, os eixos 1 e 2 do nMDS foram correlacionados com as variáveis da paisagem, dos fragmentos e da vegetação utilizando o teste de correlação de Pearson do software Bioestat 5.0 (AYRES et al., 2007).

## **Resultados**

Foram registradas ao todo 54 espécies e 2024 encontros de térmitas distribuídos entre as três principais famílias de ocorrência no Brasil (Termitidae, Rhinotermitidae e Kalotermitidae). A família Termitidae foi dominante com 44 espécies (81.5%) e 1770 encontros (87.4%). Para a

família Kalotermitidae foram registradas 7 espécies (13%) e 42 encontros (2.1%) e para a família Rhinotermitidae foram registradas 3 espécies (5.5%) e 212 encontros (10.5%) (Tabela 2).

A subfamília Apicotermatinae foi a mais representativa em riqueza com 17 espécies (31.5%), enquanto a subfamília Nasutitermitinae foi mais representativa em abundância com 721 encontros (35.6%). Oito espécies (14.8% do total) foram comuns a todos os fragmentos e 13 espécies (24,7% do total) foram registradas em 13 ou 14 dos fragmentos estudados. Oito espécies (14.8% do total) foram registradas exclusivamente em 1 dos fragmentos e 9 espécies (16.6%) foram registradas exclusivamente em 2 ou 3 dos fragmentos. O grupo alimentar II foi dominante em riqueza e abundância com 19 espécies (35.1%) e 1232 encontros (60.8%). As espécies *Neotermes zanzibaricus* (Kalotermitidae) e *Nasutitermes banksi* (Termitidae: Nasutitermitinae) foram registradas pela primeira vez na Floresta Atlântica.

A riqueza de espécies observada variou entre 24 e 32 espécies e representou entre 63% e 96.9% da riqueza de espécies estimada, dependendo do fragmento (Tabela 2). A abundância variou entre 117 e 165 encontros. Em dez dos 15 fragmentos estudados a subfamília Nasutitermitinae foi dominante em riqueza de espécies para todos os fragmentos estudados, dominante em número de encontros.

Em todos os fragmentos o grupo alimentar II foi dominante tanto em riqueza de espécies, representando entre 37.5% e 56% das espécies coletadas, dependendo do fragmento, quanto em abundância, representando entre 52.1% e 73.4% do número de encontros, dependendo do fragmento. Os grupos alimentares I e IV foram os menos representativos em riqueza de espécies, enquanto o grupo alimentar IV foi o menos abundante em 11 dos 15 fragmentos estudados (Figuras 2 e 3).

O teste de ANOVA demonstrou que não houve diferença significativa quanto a riqueza ( $F_{(14,75)} = 2.04$ ,  $P > 0.05$ ) e nem quanto ao número de encontros entre os fragmentos estudados ( $F_{(14,75)} = 1.05$ ,  $P > 0.05$ ). A análise de ordenamento (nMDS) demonstrou que não há formação de grupos e que, portanto, os fragmentos estudados não diferem ao considerarmos riqueza e abundância conjuntamente (Figura 4). No entanto, a PERMANOVA indica que os fragmentos estudados diferem em composição de espécies ( $F = 3.18$ ,  $P < 0.05$ ).

Os modelos lineares generalizados demonstraram que nem a riqueza e nem o número de encontros de térmitas, podem ser explicados pelas variáveis da paisagem e dos fragmentos e nem pelas variáveis da vegetação (Tabela 3). No entanto, o eixo 1 do nMDS foi positivamente

correlacionado com o índice de circularidade ( $r = 0.5407$ ;  $P < 0.05$ ).

## Discussão

Analizando trabalhos que foram realizados na porção norte da Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil utilizando o mesmo esforço amostral, é possível observar que as taxocenoses de térmitas apresentam grandes variações em riqueza de espécies e número de encontros. Dependendo da área, a riqueza de espécies observada variou entre 13 e 34 espécies e o número de encontros variou entre 70 e 119 registros (Canello et al., 2014; Souza et al., 2012; Vasconcellos, 2010). Na presente pesquisa, a riqueza de espécies registrada variou entre 24 e 32 espécies, ficando próximo aos valores mais altos já registrado para áreas de Floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco e o número de encontros em 14 dos 15 fragmentos estudados, foi maior que os registrados por outros trabalhos. O fragmento Piedade, ainda que não tenha superado os números de encontros já registrados em outros trabalhos, ficou muito próximo com 117 encontros.

A estrutura funcional das taxocenoses foram semelhantes em todos os fragmentos estudados. O grupo alimentar II foi dominante em todos os fragmentos, enquanto o grupo alimentar IV foi o menos abundante para a maioria dos fragmentos. DeSouza & K. Brown (1994) observaram que em fragmentos florestais predominam as espécies que se alimentam de serrapilheira e madeira em decomposição, que correspondem ao grupo alimentar II e que há diminuição de espécies húmívoras, que correspondem aos grupos alimentares III e IV, em relação à floresta contínua. De acordo com Davies (2002), a fragmentação ambiental favorece os grupos alimentares I e II devido ao aumento no número de árvores caídas e de pequenos pedaços de madeira que se desprendem pela maior ação dos ventos, especialmente ao longo das bordas. De fato, (Laurance et al. (2000) relatam que a fragmentação afeta em especial as árvores de grande porte ao longo das bordas (até 300m) por estarem mais suscetíveis a ação dos ventos, ação de epífitas e alterações microclimáticas. Nesse sentido, o tipo de matriz que circunda o fragmento tem grande importância, uma vez que matrizes com estrutura e sazonalidade diferentes têm efeitos distintos sobre fragmentos florestais. Devido à natureza sazonal do cultivo de cana-de-açúcar, os fragmentos florestais circundados por esse tipo de matriz estão mais expostos a ação dos ventos no período pós-colheita, quando comparados a matrizes perenes como cafezais, por exemplo (Ferrante et al., 2017). Além disso, redução no tamanho dos fragmentos pode resultar

em alterações dos padrões macroclimáticos, especialmente ao longo das bordas (Bierregaard Jr et al., 1992) o que limita a ocorrência das espécies pertencentes aos grupos III e IV que são menos tolerantes a essas alterações e mais suscetíveis a extinções estocásticas (Davies, 2002; DeSouza & K. Brown, 1994).

Os fragmentos estudados não apresentaram diferença quanto ao número de encontros e o nMDS mostrou que não há formação de grupos e que, portanto, os fragmentos não diferem em estrutura. A matriz pode funcionar como uma barreira ao movimento de indivíduos entre remanescentes florestais, restringindo as populações locais aos limites dos fragmentos e aumentando o efeito de isolamento. No entanto, algumas paisagens podem fornecer condições que facilitam os fluxos biológicos (Uezu et al., 2005). O arranjo dos fragmentos na paisagem, são determinantes na dispersão das espécies e, conseqüentemente, irão afetar a estrutura das taxocenoses (Saunders et al. 1991). Dependendo do arranjo da paisagem, pequenos fragmentos isolados podem abrigar um número similar de espécies a fragmentos maiores ou mais conectados (Pardini et al., 2005). Simulações realizadas em fragmentos de Floresta Atlântica circundados por matrizes de cana-de-açúcar, demonstram que o estabelecimento de redes de fragmentos florestais conectados por corredores e trampolins ecológicos aumentam consideravelmente a conectividade entre os remanescentes (Ranta et al. 1998). Um dos motivos é que, de acordo com Dunning et al. (1992), pequenos fragmentos que não possuem recursos suficientes para suportar uma população podem promover a conectividade funcional permitindo o movimento das populações para outros fragmentos onde irão obter a suplementação de seus recursos.

A importância de pequenos fragmentos no contexto de fragmentação da Floresta Atlântica é apontada por Ribeiro et al. (2009). Segundo estes autores, o isolamento médio para a região da Floresta Atlântica como um todo é de 1441 m, com valores que variam de poucos metros, como registrada na presente pesquisa, até dezenas de quilômetros. Nesse contexto, pequenos fragmentos são particularmente importantes para reduzir o isolamento. Se fragmentos menores de 50 ha fossem eliminados, o isolamento médio na Floresta Atlântica aumentaria para 3532 m, passando para 8000 m, caso os fragmentos de até 200 ha fossem igualmente eliminados.

Houve diferença significativa quanto a composição de espécies em pelo menos dois dos fragmentos estudados. DeSouza & K. Brown (1994) observaram uma maior proporção de espécies raras nos fragmentos florestais quando comparado a florestas contínuas. No presente estudo, 16 espécies (29,5% do total) ocorreram exclusivamente em 3 fragmentos ou menos. Isto

ocorre, porque nos trópicos, muitos grupos de insetos, incluindo besouro (Horgan, 2005), abelhas (Rinderer et al., 2002), formigas (Depickere et al., 2008) e os próprios térmitas (DeSouza & K. Brown, 1994), apresentam distribuição agregada. Como resultado, muitas espécies não estarão presentes em determinados remanescentes simplesmente porque não ocorriam naquela área antes do evento de fragmentação (DeSouza & K. Brown, 1994). Além disso, muitas espécies tropicais são naturalmente raras, ocorrendo em baixas densidades populacionais, o que os tornam mais suscetíveis à efeitos estocásticos e a sofrerem deriva genética ou de depressão endogâmica (Laurance & Vasconcelos, 2009).

Outro fator que pode contribuir para a menor ocorrência ou mesmo eliminação de algumas espécies em determinados fragmentos é o aumento na sobreposição de nichos por causa da menor disponibilidade de recursos. Em comunidades altamente competitivas, onde níveis extremos de sobreposição de nicho não são tolerados, as espécies têm que reduzir sua amplitude de nicho (DeSouza & K. Brown, 1994). No presente estudo, podemos observar, por exemplo, as espécies *Embiratermes neotenicus* e *Silvestritermes holmgreni*, ambas pertencentes a subfamília Syntermitinae (família Termitidae) e categorizada como grupo funcional II e que, portanto, exploram o mesmo tipo de recurso. Na maioria dos fragmentos em que as duas espécies ocorrem, é possível perceber que não há um equilíbrio e que o número de encontros de uma delas visivelmente se sobressai em relação a outra. Em 9 dos 15 fragmentos estudados, a diferença entre o número de encontros entre as duas espécies foi de 40% ou mais, o que poderia ser um reflexo da competição interespecífica e consequente redução da amplitude nicho, no entanto, seria necessário um outro estudo para afirmar ser, de fato, isto que ocorre.

Nem a riqueza e nem as abundâncias de térmitas puderam ser explicadas pelos atributos da paisagem, dos fragmentos ou da vegetação. De acordo com With & King (1999), as lacunas através das quais os dispersores devem se mover em busca de um habitat adequado, influenciam o sucesso da dispersão das populações e que a estrutura destas lacunas é um determinante mais importante do que a estrutura de fragmentos, embora ambas sejam necessárias para prever as consequências ecológicas da fragmentação do habitat.

A conectividade funcional da paisagem é um dos aspectos mais relevantes e importantes na conservação de áreas fragmentadas (Forero-Medina & Vieira, 2007) e depende de fatores como a capacidade de dispersão das espécies e do tipo de matriz (Bierregaard Richard O. et al. 1992; Fahrig 2001). Os térmitas podem dispersar por até quilômetros de distância (Fougeyrollas et al.,

2018; Garcia et al., 2002), no entanto, o tipo de matriz vai influenciar diretamente nesta característica, já que é através dela que as populações devem dispersar (Ricketts, 2001). De acordo com Pardini et al. (2005) características dos fragmentos, como por exemplo o tamanho, são menos importantes em paisagens com maior quantidade de habitat ou com matrizes mais permeáveis.

A composição de espécies apresentou correlação positiva com o índice de circularidade. Fragmentos com formas mais irregular estão mais propensos a serem influenciados pelo efeito de borda do que fragmentos circulares (Mendes et al., 2016). O efeito de borda causa mudanças nas condições microclimáticas e podem modificar a disponibilidade de nichos promovendo a manutenção de diferentes composições de espécies entre os locais (Almeida et al., 2017). De acordo com Davies (2002) o efeito de borda altera as condições do micro-habitat e é, provavelmente, a principal força que leva à diminuição da população de humívoros em fragmentos florestais, à frente dos efeitos de área e isolamento.

Como ressaltado por (Vandermeer & Perfecto 2007), em paisagens fragmentadas, como é o caso da Floresta Atlântica, o maior problema não está em garantir que os fragmentos remanescentes permaneçam, pois isso já foi feito. A principal preocupação deve ser criar uma matriz que permita a migração entre os fragmentos para impedir que a inevitável onda de extinções locais, se tornem regionais. Para isso é necessário avaliar vários fatores que vão além das variáveis frequentemente analisadas em estudos sobre fragmentação, como o tamanho e forma dos fragmentos. É preciso considerar o arranjo dos fragmentos na paisagem e o tipo de matriz que os circundam. A criação de trampolins ou corredores ecológicos podem diminuir a distância entre os fragmentos e medidas que visem aumentar a permeabilidade da matriz pode criar um cenário em que os remanescentes florestais se mantenham funcionalmente conectados sendo capazes de manter alta diversidade mantendo serviços e funções ecossistêmicas.

## Referências

- Almeida, C.S., Cristaldo, P.F., Florencio, D.F., Ribeiro, E.J.M., Cruz, N.G., Silva, E.A., Costa, D.A., Araújo, A.P.A., Almeida, C.S., Cristaldo, P.F., Florencio, D.F., Ribeiro, E.J.M., Cruz, N.G., Silva, E.A., Costa, D.A., Araújo, A.P.A., 2017. The impact of edge effect on termite community (Blattodea: Isoptera) in fragments of Brazilian Atlantic Rainforest. *Brazilian J. Biol.* 77, 519–526. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.17815>

- Araújo, F.S., Silva-Jr, W.M., Meira-Neto, J.A., DeSouza, O., 2010. Bottom-up effects on selection of trees by termites. *Sociobiology* 55, 725–733.
- Ayres, M., Ayres Júnior, M., Ayres, D.L., Santos, A.S., 2007. BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.
- Bierregaard Richard O., J., Lovejoy, T.E., Kapos, V., dos Santos, A.A., Hutchings, R.W., 1992. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments A prospective comparison of fragments and continuous forest. *Bioscience* 42, 859–866.
- Bogaert, J., Van Hecke, P., Eysenrode, D.S.-V., Impens, I., 2000. Landscape Fragmentation Assessment Using a Single Measure. *Wildl. Soc. Bull.* 28, 875–881.
- Campanili, M., Schäffer, W.B., 2010. Mata Atlântica: Patrimônio Nacional dos Brasileiros. Brasília.
- Cancello, E.M., Silva, R.R., Vasconcellos, A., Reis, Y.T., Oliveira, L.M., 2014. Latitudinal Variation in Termite Species Richness and Abundance along the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Biotropica*. 0, 1–10.
- Carlson, M.J., Mitchell, R., Rodriguez, L., 2011. Scenario analysis to identify viable conservation strategies in paraguays imperiled Atlantic forest. *Ecol. Soc.* 16, 21. <https://doi.org/10.5751/ES-04267-160308>
- Collinge, S.K., 1998. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landsc. Urban Plan.* 42, 157–168. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(98\)00085-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00085-1)
- Colwell, R.K., 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.
- Core Team, R., 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Cottam, G., Curtis, J.T., 1956. The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology* 37, 451–460. <https://doi.org/10.2307/1930167>
- Couto, A.A.V. de O., Arruda, A.R., Silva, J.S., Vega, E.S.F., Moura, C.C. de M., Muniz, S.L., Albuquerque, A.C., 2012. Parameters that influence the establishment and volume of *microcerotermes exiguus* and *nasutitermes corniger* nests in an atlantic forest fragment in Northeastern Brazil (isoptera: Termitidae). *Sociobiology* 59, 903–910.
- Davies, R.G., 2002. Feeding group responses of a Neotropical termite assemblage to rain forest fragmentation. *Oecologia* 133, 233–242. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1011-8>
- Davies, R.G., Hernández, L.M., Eggleton, P., Didham, R.K., Fagan, L.L., Winchester, N.N., 2003. Environmental and spatial influences upon species composition of a termite assemblage across neotropical forest islands. *J. Trop. Ecol.* 19, 509–524. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003560>

- Depickere, S., Fresneau, D., Deneubourg, J.-L., 2008. Effect of social and environmental factors on ant aggregation: a general response? *J. Insect Physiol.* 54, 1349–1355.  
<https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2008.07.013>
- DeSouza, O., K. Brown, V., 1994. Effects of fragmentation on Amazonian termite communities, *Journal of Tropical Ecology - J TROP ECOL.* <https://doi.org/10.1017/S0266467400007847>
- Donovan, S.E., Eggleton, P., Bignell, D.E., 2001. Gut content analysis and a new feeding group classification of termites. *Ecol. Entomol.* 26, 356–366.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* 65, 169–175. <https://doi.org/10.2307/3544901>
- Fahrig, L., 2001a. How much habitat enough?, *Biological Conservation.*  
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Fahrig, L., 2001b. How much habitat enough?, *Biological Conservation.*  
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Ferrante, L., Baccaro, F.B., Ferreira, E.B., Sampaio, M.F. de O., Santos, T., Justino, R.C., Angulo, A., 2017. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *J. Biogeogr.* 44, 1911–1922.  
<https://doi.org/10.1111/jbi.12951>
- Forero-Medina, G., Vieira, M.V., 2007. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Bras.* 11, 493–502.  
<https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1104.03>
- Fougeyrollas, R., Dolejšová, K., Křivánek, J., Sillam-Dussès, D., Roisin, Y., Hanus, R., Roy, V., 2018. Dispersal and mating strategies in two neotropical soil-feeding termites, *Embiratermes neotenicus* and *Silvestritermes minutus* (Termitidae, Syntermitinae). *Insectes Soc.* 65, 251–262. <https://doi.org/10.1007/s00040-018-0606-y>
- Garcia, J., Maekawa, K., Miura, T., Matsumoto, T., 2002. Population structure and genetic diversity in insular populations of *Nasutitermes takasagoensis* (Isoptera: Termitidae) analyzed by AFLP markers. *Zoolog. Sci.* 19, 1141–1146.  
<https://doi.org/10.2108/zsj.19.1141>
- Gonçalves, T.; Reis, Jr.R.; DeSouza, O.; Ribeiro, S., 2005. Predation and Interference Competition Between Ants ( Hymenoptera : Formicidae ) and Arboreal Termites ( Isoptera : Termitidae ). *Sociobiology* 46, 409–419.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. a T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.* 4(1), 1–9.

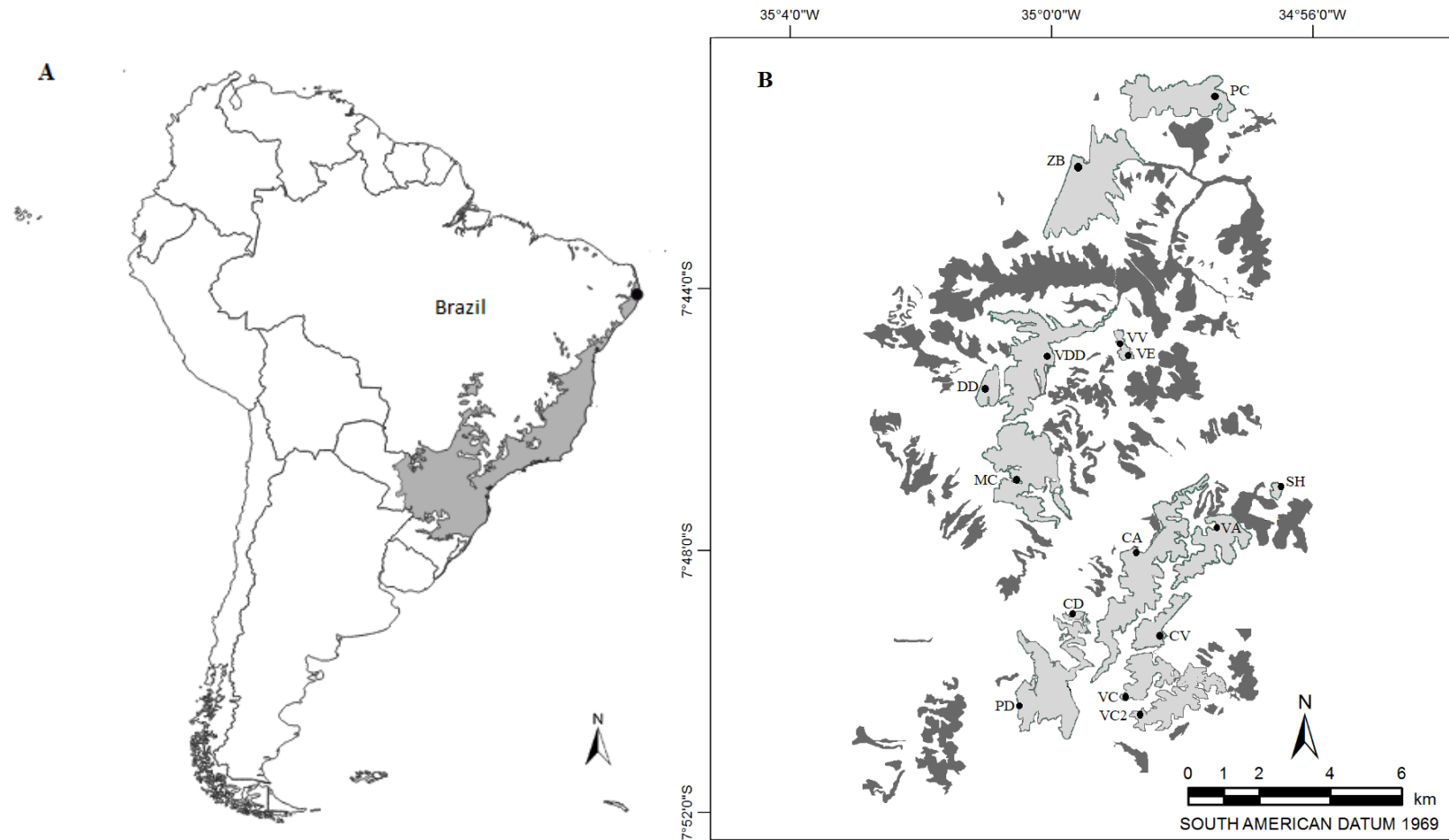
<https://doi.org/10.1016/j.bcp.2008.05.025>

- Horgan, F., 2005. Effects of deforestation on diversity, biomass and function of dung beetles on the eastern slope of the Peruvian Andes, *Forest Ecology and Management*.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.049>
- Izquierdo, A.E., De Angelo, C.D., Aide, T.M., 2008. Thirty Years of Human Demography and Land-Use Change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Ecol. Soc.* 13.
- Koffler, N.P., Lima, J.F.W.F., Lacerda, J.F., Santana, J.F., Silva, M.A., 1986. Caracterização Edafo-climática das Regiões Canavieiras do Brasil: Pernambuco. PLANALSUCAR, Piracicaba.
- Laurance, W., Delamônica, P., Laurance, S., Vasconcelos, H., E. Lovejoy, T., 2000. Conservation: Rainforest fragmentation kills big trees, *Nature*.  
<https://doi.org/10.1038/35009032>
- Laurance, W.F., Vasconcelos, H.L., 2009. FLORESTAL NA AMAZÔNIA 13, 434–451.  
<https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1303.03>
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* (80-. ). 349, 827 LP-832.
- Mendes, C.P., Ribeiro, M.C., Galetti, M., 2016. Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. *Ecography (Cop.)*. 39, 465–475.  
<https://doi.org/10.1111/ecog.01592>
- Milne, B.T., 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns, in: Turner, M.G., , Gardner, R.H. (Eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer, Verlag, pp. 199–235.
- Morris, R.J., 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 365, 3709–3718. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0273>
- Munguía-Rosas, M.A., Montiel, S., 2014. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. *PLoS One* 9, e111742–e111742.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111742>
- Pardini, R., de Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biol. Conserv.* 124, 253–266.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.033>
- Polatto, L., Vieira, V., 2009. Distribuição e Densidade de *Nasutitermes* sp. (Isoptera: Termitidae) em Mata Ribeirinha do Rio Miranda, Pantanal Sul-Matogrossense, Brasil, *EntomoBrasilis*.  
<https://doi.org/10.12741/ebrazilis.v2i1.38>
- Ranta, P., Blom, T.O.M., Niemela, J., JOENSUU, E., SIITONEN, M., 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers.*

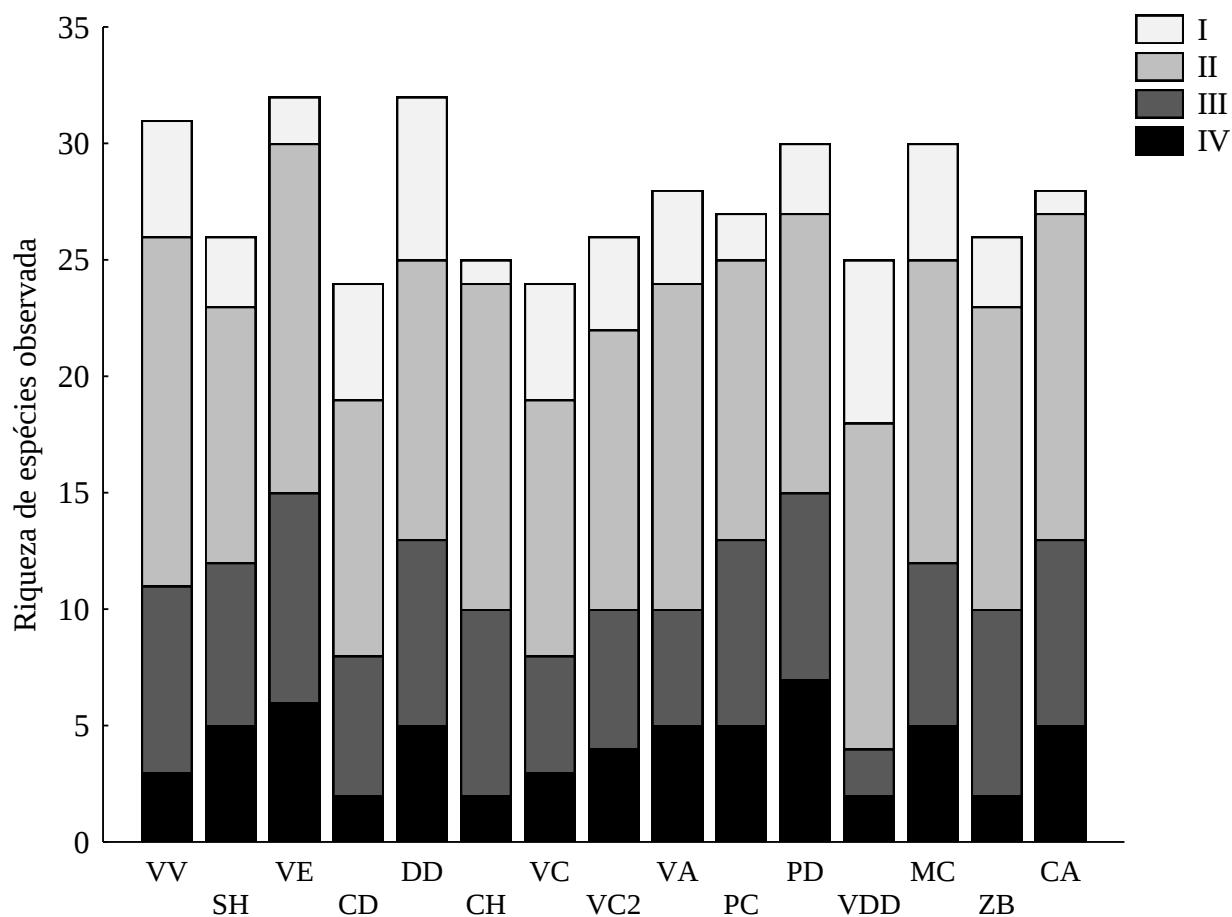
- Conserv. 7, 385–403. <https://doi.org/10.1023/A:1008885813543>
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am. Nat.* 158, 87–99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Rinderer, T.E., Oldroyd, B.P., Guzman, L.I. de, Wattanachaiyingchareon, W., Wongsiri, S., 2002. Spatial distribution of the dwarf honey bees in an agroecosystem in southeastern Thailand. *Apidologie* 33, 539–543.
- São José Agroindustrial, n.d. História da São José Agroindustrial [WWW Document].
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conserv. Biol.* 5, 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Shepherd, G.J., 2010. Fitopac.
- Silva, F.O., Lourenço, A.R.L.L., Pessoa, M. do C.R.P., Alves, M.V. da S.A., 2012. Flora da Usina São José, Igarassu, Pernambuco: Ochnaceae e Quinaceae 63, 1133–1138.
- Souza, H.B. de A., Alves, W. de F., Vasconcellos, A., 2012. Termite assemblages in five semideciduous Atlantic Forest fragments in the northern coastland limit of the biome. *Rev. Bras. Entomol.* 56, 67–72. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000013>
- Trindade, M.B., Lins e Silva, A.C., Silva, H.P., Figueira, S.B., Schessl, M., 2008. Fragmentation of the Atlantic rainforest in the northern coastal region of Pernambuco, Brazil: Recent changes and implications for conservation, Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability.
- Uezu, A., Metzger, J.P., Vielliard, J.M.E., 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123, 507–519. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.001>
- Vandermeer, J., Perfecto, I., 2007. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. *Conserv. Biol.* 21, 274–277. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00582.x>
- Vasconcellos, A., 2010. Biomass and abundance of termites in three remnant areas of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54, 455–461. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300017>
- Vasconcellos, A., Moura, F.M.D.S., 2010. Wood litter consumption by three species of Nasutitermes termites in an area of the Atlantic Coastal Forest in northeastern Brazil. *J. Insect Sci.* 10, 72. <https://doi.org/10.1673/031.010.7201>
- weatherspark, 2018. Condições meteorológicas médias de Igarassu- Brasil [WWW Document].

URL <https://pt.weatherspark.com/y/31441/Clima-característico-em-Igarassu-Brasil-durante-o-ano#Sections-Sources>

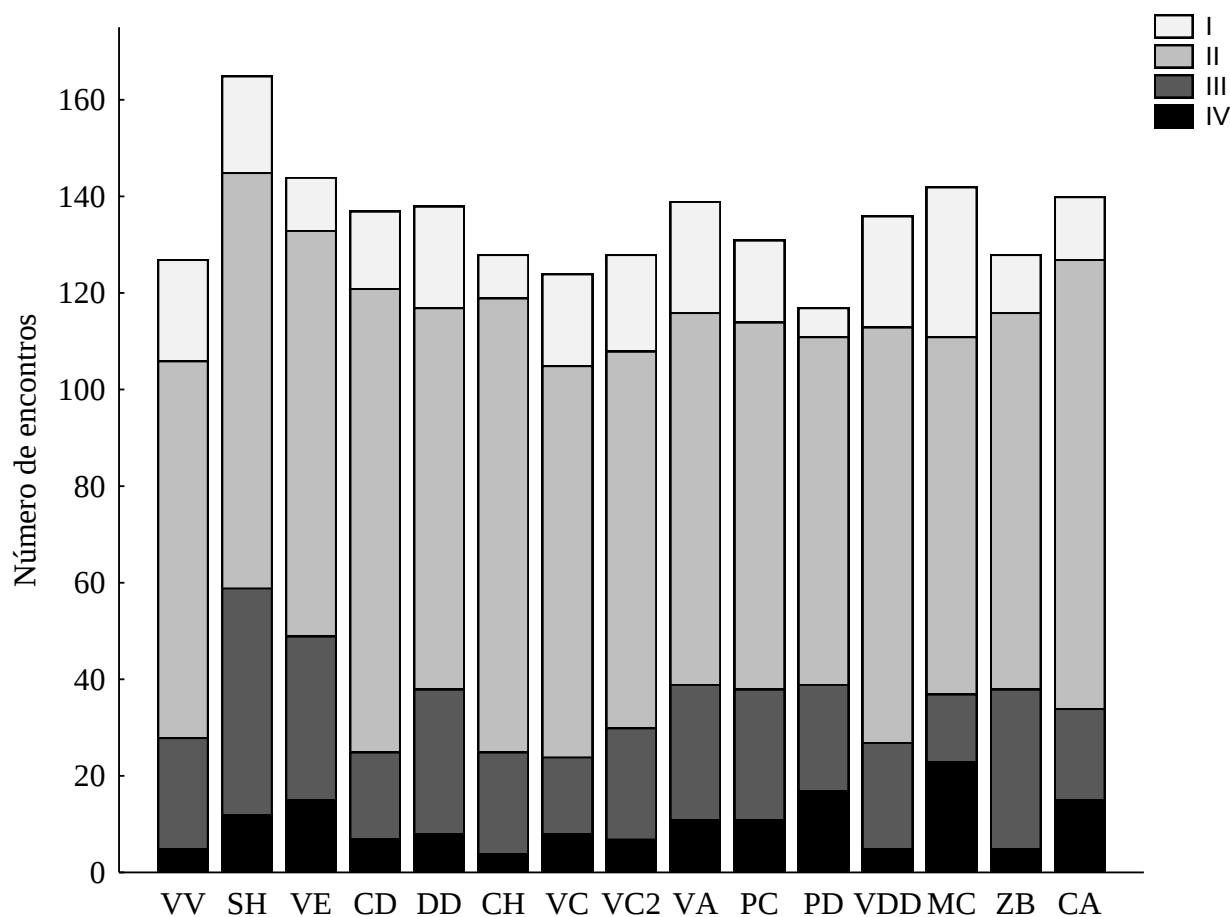
With, K.A., King, A.W., 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landsc. Ecol.* 14, 73–82. <https://doi.org/10.1023/A:1008030215600>



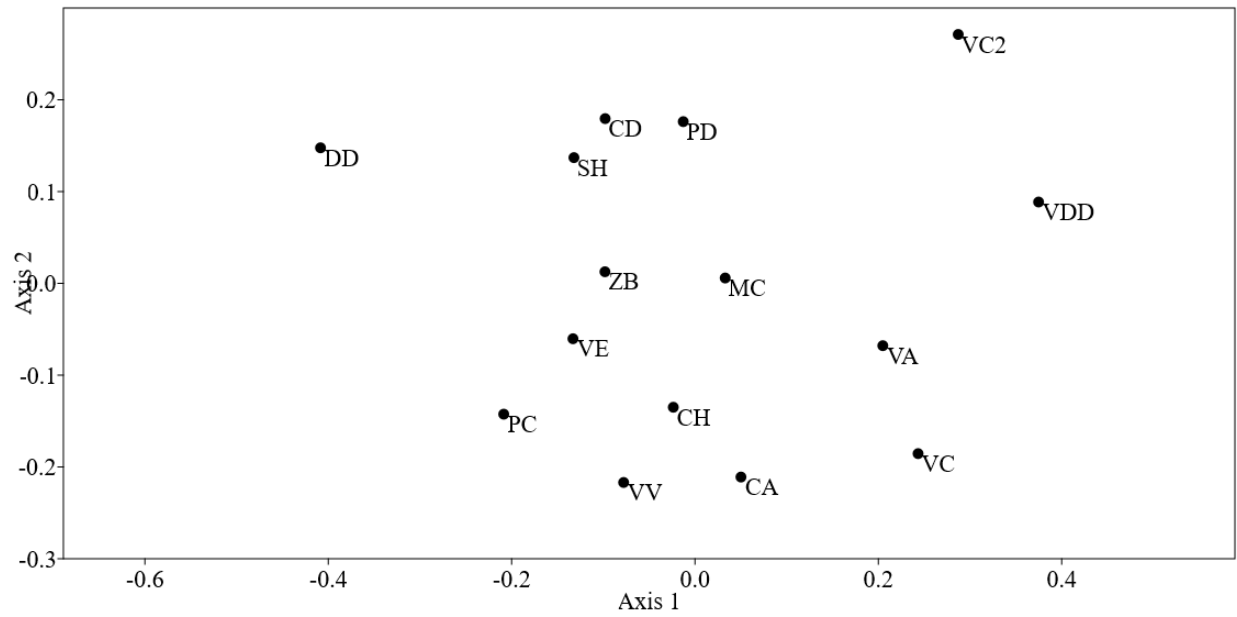
**Figura 1.** A- Localização da Área de estudo. Cinza escuro – Floresta Atlântica; B - Fragmentos de Floresta Atlântica Usina São José, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Cinza claro – fragmentos selecionados para estudo. ((VV: Vizinho de Vespa; SH: Santa Helena; VE: Vespa; CD: Chico Dias; DD: Dedo de Deus; CH: Chave; VH: Vizinho de Chave; VC2: Vizinho de Chave\_2 VA: Vizinho de Avião; PC: Perto de Cruzinha; PD: Piedade; VDD: Vizinho de Dedo Deus; MC: Macacos; ZB: Zambana; CA: Campo do Avião).



**Figura 2.** Riqueza de espécies de térmitas por grupo funcional em dois fragmentos de Floresta Atlântica e canaviais adjacentes no Nordeste do Brasil.



**Figura 3.** Número de encontros de térmitas por grupo funcional em dois fragmentos de Floresta Atlântica e canaviais adjacentes no Nordeste do Brasil.



**Figura 4.** Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) das taxocenoses de térmitas de 15 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. Stress: 0.28.

**Tabela 1:** Atributos da vegetação e dos fragmentos. Usina São José, Igarassu, Pernambuco, Brasil.

| Fragmento | Coordenada                       | Área (ha) | Índice de circularidade | Distância para a borda florestal mais próxima (m) | Cobertura florestal no raio de 1km (ha) | Riqueza de árvores | Densidade de árvores (n/ha) | DAP médio das árvores cm (d.p.) | Altura média das árvores m (d.p) | Profundidade e média da serapilheira cm (d.p) |
|-----------|----------------------------------|-----------|-------------------------|---------------------------------------------------|-----------------------------------------|--------------------|-----------------------------|---------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------------------|
| VV        | S 7° 45.770'<br>W 35°00.481'     | 5,96      | 1,506                   | 28,83                                             | 93,06                                   | 24                 | 1202,099                    | 14.84 (±2.64)                   | 8.58 (±4.7)                      | 5,78 (±5.8)                                   |
| SH        | S 07°46'59.39"<br>W 34°56'41.80" | 11,78     | 1,253                   | 39,04                                             | 127,72                                  | 28                 | 1663.365                    | 14.934 (±10)                    | 9.79 (±5.4)                      | 3,3 (±1.6)                                    |
| VE        | S 7° 45.069'<br>W 34°58.963'     | 13.81     | 1.667                   | 28.83                                             | 141.16                                  | 28                 | 1947,206                    | 12,80 (±8.1)                    | 7.94 (±2.9)                      | 3,4 (±1.8)                                    |
| CD        | S 7° 49.025'<br>W 34°59.683'     | 32,87     | 3,258                   | 12,20                                             | 151,99                                  | 27                 | 841,839                     | 17,63 (±20.2)                   | 8.62 (±3.1)                      | 4,86 (±1.8)                                   |
| DD        | S 7° 45.557'<br>W 35°00.914'     | 51,15     | 1,468                   | 30,25                                             | 210,13                                  | 18                 | 1123,587                    | 14,79 (±14.7)                   | 6.92 (±3.2)                      | 7,73 (±3.5)                                   |
| CH        | S 7° 49.287'<br>W 34°58.694'     | 89,29     | 2,184                   | 104,16                                            | 306,59                                  | 22                 | 2678,199                    | 9,83 (±6.5)                     | 9.32 (±2.1)                      | 8,1 (±2.4)                                    |
| VC        | S 7° 50.122'<br>W 34°58.762'     | 112,13    | 2,418                   | 63,83                                             | 294,12                                  | 21                 | 2441,847                    | 11,40 (±8.54)                   | 8.9 (±2.6)                       | 2,86 (±2)                                     |
| VC2       | S 7° 50.599'<br>W 34°58.579'     | 182,45    | 3,133                   | 29,96                                             | 126,65                                  | 25                 | 2073,522                    | 10,88 (±6.02)                   | 9.08 (±2.2)                      | 4,83 (±1.5)                                   |
| VA        | S 7° 47.824'<br>W 34°57.770'     | 184,06    | 2,623                   | 4,12                                              | 412,51                                  | 19                 | 1688,581                    | 10,95 (±8.17)                   | 8.49 (±2.6)                      | 3,4 (±1.7)                                    |
| PC        | S 7° 41.295'<br>W 34°58.020'     | 239,05    | 2,099                   | 26,15                                             | 150,33                                  | 20                 | 2113,556                    | 11,44 (±7.67)                   | 7.71 (±2.5)                      | 4.95 (±3.1)                                   |
| PD        | S 7° 50'.13.4"<br>W 35°00'02"    | 308,98    | 3,337                   | 12,20                                             | 98,27                                   | 25                 | 1887,308                    | 13,43 (±12)                     | 9.89 (±5.1)                      | 7,6 (±2.8)                                    |
| VDD       | S 7° 45.691'<br>W 35°00.593'     | 322,71    | 3,733                   | 5,61                                              | 556,25                                  | 22                 | 2268,981                    | 12,74 (±7.83)                   | 8.65 (±3.4)                      | 5,76 (±2.2)                                   |
| MC        | S 7° 46.779'<br>W 35°00.481'     | 356,94    | 3,231                   | 3,00                                              | 235,70                                  | 19                 | 1424.071                    | 12.01 (±6.9)                    | 9.02 (±2.7)                      | 3,3 (±1.5)                                    |
| ZB        | S 07°41'29.13"<br>W 35°00'08.75" | 387,85    | 2,21                    | 2,32                                              | 222,63                                  | 17                 | 2417,936                    | 12,67 (±7,69)                   | 7.6 (±2.3)                       | 4,8 (±2.5)                                    |
| CA        | S 7° 48.484'<br>W 34°58.782'     | 410,46    | 3,942                   | 4,23                                              | 475,76                                  | 16                 | 2267,250                    | 10,82 (±7,11)                   | 7.51 (±2.1)                      | 5,92 (±2.1)                                   |

**Tabela 2:** Composição das taxocenoses de térmitas coletadas em 15 fragmentos de Floresta Atlântica localizados na Usina São José, Igarassu, Pernambuco, Brasil. N – Número de parcelas em que a espécie foi coletada, S<sub>obs</sub> – Riqueza observada.

| Família/Subfamília/Espécie                     | Vizinho de Vespa | Santa Helena | Vespa | Chico Dias | Dedo de Deus | Chave | Vizinho de Chave | Vizinho de Chave_2 | Vizinho de Avião | Perto de Cruzinha | Piedade | Vizinho de Dedo Deus | Macacos | Zambana | Campo do Avião | Grupo alimentar |
|------------------------------------------------|------------------|--------------|-------|------------|--------------|-------|------------------|--------------------|------------------|-------------------|---------|----------------------|---------|---------|----------------|-----------------|
|                                                | N                | N            | N     | N          | N            | N     | N                | N                  | N                | N                 | N       | N                    | N       | N       | N              |                 |
| <b>Kalotermitidae</b>                          |                  |              |       |            |              |       |                  |                    |                  |                   |         |                      |         |         |                |                 |
| <i>Calcaritermes rioensis</i> Krishnam, 1962   | 1                | 3            | -     | 2          | 1            | -     | 1                | -                  | 1                | 1                 | 1       | 2                    | -       | -       | -              | I               |
| <i>Cryptotermes</i> sp.                        | -                | -            | -     | 1          | -            | -     | -                | 1                  | 2                | -                 | -       | 1                    | -       | -       | -              | I               |
| <i>Glyptotermes</i> sp.                        | -                | -            | -     | 1          | 1            | -     | 1                | 1                  | -                | -                 | -       | 1                    | -       | -       | -              | I               |
| <i>Neotermes</i> sp.                           | 1                | -            | -     | -          | -            | -     | 1                | -                  | -                | -                 | 1       | 1                    | 1       | 2       | -              | I               |
| <i>Neotermes zancus</i> Oliveira, 1979         | 1                | -            | -     | -          | 1            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | I               |
| <i>Rugitermes</i> sp.                          | -                | -            | -     | -          | 2            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | I               |
| <i>Tauritermes</i> sp.                         | -                | -            | -     | -          | 1            | -     | 1                | 2                  | -                | -                 | -       | 1                    | 1       | 2       | -              | I               |
| <b>Rhinotermitidae</b>                         |                  |              |       |            |              |       |                  |                    |                  |                   |         |                      |         |         |                |                 |
| <i>Coptotermes testaceus</i> (Linnaeus, 1758)  | -                | -            | -     | 1          | 3            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | 1       | -       | -              | I               |
| <i>Heterotermes longiceps</i> (Snyder, 1924)   | 14               | 13           | 8     | 11         | 12           | 9     | 15               | 16                 | 14               | 16                | 4       | 16                   | 15      | 8       | 13             | I               |
| <i>Rhinotermes marginalis</i> (Linnaeus, 1758) | 4                | 4            | 3     | -          | -            | -     | -                | -                  | 6                | -                 | -       | 1                    | 5       | -       | -              | I               |

Tabela 2: Continuação

| Família/Subfamília/Espécie               | Vizinho de Vespa | Santa Helena | Vespa | Chico Dias | Dedo de Deus | Chave | Vizinha de Chave | Vizinha de Chave_2 | Vizinha de Avião | Perto de Cruzinha | Piedade | Vizinho de Dedo Deus | Macacos | Zambana | Campo do Avião | Grupo alimentar |
|------------------------------------------|------------------|--------------|-------|------------|--------------|-------|------------------|--------------------|------------------|-------------------|---------|----------------------|---------|---------|----------------|-----------------|
|                                          | N                | N            | N     | N          | N            | N     | N                | N                  | N                | N                 | N       | N                    | N       | N       | N              |                 |
| <b>Termitidae</b>                        |                  |              |       |            |              |       |                  |                    |                  |                   |         |                      |         |         |                |                 |
| <b>Apicotermitinae</b>                   |                  |              |       |            |              |       |                  |                    |                  |                   |         |                      |         |         |                |                 |
| Apicotermitinae sp. 1                    | 1                | -            | 1     | -          | -            | -     | 4                | -                  | 1                | 2                 | -       | -                    | -       | -       | 3              | IV              |
| Apicotermitinae sp. 2                    | -                | 1            | -     | -          | 1            | -     | -                | 1                  | 1                | 2                 | 1       | 3                    | 1       | -       | 6              | IV              |
| Apicotermitinae sp. 3                    | -                | 2            | 3     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | IV              |
| Apicotermitinae sp. 4                    | -                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | 1                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | IV              |
| Apicotermitinae sp. 5                    | -                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | 1                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | IV              |
| <i>Anoplotermes banksi</i> Emerson, 1925 | 4                | 17           | 10    | 9          | 17           | 8     | 8                | 15                 | 16               | 13                | 10      | 15                   | 8       | 12      | 8              | III             |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 1                | 5                | 4            | 7     | 2          | 3            | 2     | 3                | -                  | 3                | 3                 | 3       | 7                    | 4       | 5       | 2              | III             |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 2                | 1                | 9            | 3     | 1          | 1            | -     | -                | 1                  | 2                | -                 | 1       | -                    | 1       | 2       | 1              | III             |
| <i>Anoplotermes</i> sp. 3                | -                | 3            | 1     | -          | 1            | -     | -                | 2                  | -                | -                 | 2       | -                    | -       | 3       | -              | III             |
| <i>Aparatermes</i> sp. 1                 | -                | -            | -     | -          | -            | 3     | 1                | 2                  | -                | -                 | 2       | -                    | 3       | -       | 2              | III             |
| <i>Aparatermes</i> sp. 2                 | 1                | -            | 2     | -          | 1            | 1     | 1                | 1                  | -                | 1                 | -       | -                    | -       | 3       | 1              | III             |
| <i>Aparatermes</i> sp. 3                 | -                | 1            | 2     | 1          | 2            | -     | -                | 1                  | -                | 2                 | 3       | -                    | 1       | 1       | -              | IV              |
| <i>Aparatermes</i> sp. 4                 | -                | 1            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | 1                 | 1       | -                    | -       | -       | -              | IV              |

Tabela 2: Continuação

| Família/Subfamília/Espécie                          | Vizinho de Vespa | Santa Helena | Vespa | Chico Dias | Dedo de Deus | Chave | Vizinho de Chave | Vizinho de Chave_2 | Vizinho de Avião | Perto de Cruzinha | Piedade | Vizinho de Dedo Deus | Macacos | Zambana | Campo do Avião | Grupo alimentar |
|-----------------------------------------------------|------------------|--------------|-------|------------|--------------|-------|------------------|--------------------|------------------|-------------------|---------|----------------------|---------|---------|----------------|-----------------|
|                                                     | N                | N            | N     | N          | N            | N     | N                | N                  | N                | N                 | N       | N                    | N       | N       | N              |                 |
| <i>Grigiotermes</i> sp. 1                           | 1                | -            | -     | -          | 1            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | 1              | IV              |
| <i>Grigiotermes</i> sp. 2                           | -                | -            | 1     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | -                 | 3       | -                    | 1       | -       | -              | IV              |
| <i>Grigiotermes</i> sp. 3                           | -                | -            | -     | -          | 1            | -     | -                | -                  | -                | -                 | 1       | -                    | -       | -       | -              | IV              |
| <i>Ruptitermes reconditus</i> (Silvestri, 1901)     | 1                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | 1                 | 1       | -                    | -       | -       | 2              | II              |
| <b>Nasutitermitinae</b>                             |                  |              |       |            |              |       |                  |                    |                  |                   |         |                      |         |         |                |                 |
| <i>Atlantitermes</i> sp.                            | -                | -            | 2     | -          | -            | 4     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | II              |
| <i>Diversitermes diversimiles</i> (Silvestri, 1901) | 5                | 4            | 2     | 2          | -            | 3     | 4                | 1                  | 1                | 2                 | 3       | 3                    | 2       | 1       | 4              | II              |
| <i>Nasutitermes callimorphus</i> Mathews, 1977      | 8                | 9            | 10    | 7          | 9            | 8     | 6                | 8                  | 6                | 16                | 10      | 3                    | 7       | 13      | 13             | II              |
| <i>Nasutitermes corniger</i> Motschulsky, 1855      | 12               | 11           | 12    | 11         | 5            | 7     | 5                | 6                  | 9                | 6                 | 11      | 6                    | 9       | 2       | 9              | II              |
| <i>Nasutitermes ephratae</i> (Holmgren, 1910)       | 3                | 9            | 4     | 9          | -            | 3     | 2                | 2                  | 5                | 9                 | 2       | 5                    | 2       | 2       | 5              | II              |
| <i>Nasutitermes gagei</i> Emerson, 1925             | 9                | 10           | 10    | 15         | 14           | 4     | 8                | 8                  | 5                | -                 | 8       | 8                    | 10      | 3       | 7              | II              |
| <i>Nasutitermes jaraguai</i> (Holmgren, 1910)       | 10               | -            | 8     | -          | 14           | 19    | 21               | 22                 | 4                | -                 | 9       | 14                   | 18      | 17      | 6              | II              |
| <i>Nasutitermes macrocephalus</i> (Silvestri, 1903) | -                | -            | -     | -          | 1            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | 5                    | -       | -       | -              | II              |
| <i>Nasutitermes obscurus</i> (Holmgren, 1906)       | 1                | -            | 1     | -          | 4            | 1     | -                | 5                  | 10               | 1                 | -       | 3                    | 3       | 2       | 2              | II              |
| <i>Nasutitermes banksi</i> Emerson, 1925            | -                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | 1                | -                 | -       | -                    | -       | -       | -              | II              |

Tabela 2: Continuação

| Família/Subfamília/Espécie                                | Viz. de Vespa | Santa Helena | Vespa | Chico Dias | Dedo de Deus | Chave | Viz. de Chave | Viz. de Chave_2 | Viz. de Avião | Perto de Cruzinha | Piedade | Viz. de Dedo Deus | Macacos | Zambana | Campo do Avião | Grupo alimentar |
|-----------------------------------------------------------|---------------|--------------|-------|------------|--------------|-------|---------------|-----------------|---------------|-------------------|---------|-------------------|---------|---------|----------------|-----------------|
|                                                           | N             | N            | N     | N          | N            | N     | N             | N               | N             | N                 | N       | N                 | N       | N       | N              |                 |
| <i>Subulitermes microsoma</i> (Silvestri, 1903)           | 1             | -            | -     | -          | -            | -     | -             | -               | -             | -                 | -       | -                 | -       | -       | -              | II              |
| <i>Velocitermes velox</i> (Holmgren, 1906)                | 1             | 5            | 6     | 1          | 7            | 3     | -             | 3               | -             | 3                 | 5       | 1                 | 1       | 3       | 1              | II              |
| <b>Syntermitinae</b>                                      |               |              |       |            |              |       |               |                 |               |                   |         |                   |         |         |                |                 |
| <i>Embiratermes neotenicus</i> (Holmgren, 1906)           | 3             | 7            | 5     | 12         | 10           | 15    | 12            | -               | 21            | 14                | 3       | 10                | 4       | 11      | 14             | II              |
| <i>Embiratermes parvirostris</i> Constantino, 1993        | 5             | -            | 6     | -          | 1            | 2     | -             | -               | -             | 4                 | -       | -                 | 2       | 1       | 1              | III             |
| <i>Labiotermes labralis</i> (Holmgren, 1906)              | 3             | 7            | 5     | 6          | 3            | 2     | 3             | 4               | 6             | 4                 | 4       | 2                 | 2       | 4       | 4              | IV              |
| <i>Silvestritermes holmgreni</i> (Snyder, 1926)           | 2             | 8            | 7     | 8          | 6            | 1     | 5             | 5               | 3             | 4                 | 3       | 8                 | 8       | 6       | 7              | II              |
| <b>Termitinae</b>                                         |               |              |       |            |              |       |               |                 |               |                   |         |                   |         |         |                |                 |
| <i>Amitermes amifer</i> Silvestri, 1901                   | 15            | 6            | 8     | 15         | 5            | 11    | 15            | 6               | 8             | 8                 | 1       | 7                 | 13      | 7       | 12             | II              |
| <i>Cavitermes tuberosus</i> (Emerson, 1925)               | -             | 1            | 1     | 1          | 2            | 1     | -             | -               | -             | 2                 | 1       | -                 | -       | 6       | -              | III             |
| <i>Cylindrotermes sapiranga</i> Rocha & Cancellato, 2007  | 3             | 5            | 1     | 3          | 1            | 3     | 1             | -               | 1             | 1                 | -       | -                 | 2       | 1       | 1              | II              |
| <i>Dentispicoterme</i> cf. <i>conjunctus</i> Araujo, 1969 | -             | -            | 3     | -          | -            | -     | -             | -               | -             | -                 | -       | -                 | -       | -       | -              | IV              |
| <i>Microceroterme</i> <i>indistinctus</i> Mathews, 1977   | 4             | 12           | 7     | 13         | 3            | 12    | 2             | 10              | 2             | 11                | 16      | 12                | 10      | 10      | 10             | II              |
| <i>Microceroterme</i> <i>strunckii</i> (Sörensen, 1884)   | -             | -            | 1     | -          | -            | -     | -             | 2               | 1             | -                 | -       | 1                 | -       | -       | -              | II              |
| <i>Neocapriterme</i> <i>opacus</i> Hagen, 1858            | 3             | 10           | 2     | 2          |              | 2     | 3             | 2               | 3             | 2                 | 2       |                   | 3       |         | 3              | III             |

Tabela 2: Continuação

| Família/Subfamília/Espécie                                 | Vizinho de Vespa | Santa Helena | Vespa | Chico Dias | Dedo de Deus | Chave | Vizinho de Chave | Vizinho de Chave_2 | Vizinho de Avião | Perto de Cruzinha | Piedade | Vizinho de Dedo Deus | Macacos | Zambana | Campo do Avião | Grupo alimentar |
|------------------------------------------------------------|------------------|--------------|-------|------------|--------------|-------|------------------|--------------------|------------------|-------------------|---------|----------------------|---------|---------|----------------|-----------------|
|                                                            | N                | N            | N     | N          | N            | N     | N                | N                  | N                | N                 | N       | N                    | N       | N       | N              |                 |
| <i>Neocapritermes talpa</i> (Holmgren, 1906)               | 2                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | 1                 | -       | -                    | -       | -       | -              | III             |
| <i>Neocapritermes</i> sp.                                  | -                | -            | -     | -          | -            | -     | -                | -                  | -                | -                 | -       | -                    | -       | -       | 1              | III             |
| <i>Orthognathotermes tubesauassu</i> Rocha & Canello, 2009 | -                | -            | -     | -          | -            | 2     | 1                | -                  | 2                | -                 | 4       | -                    | 3       | -       | 1              | IV              |
| <i>Termes medioculatus</i> Emerson in Snyder, 1949         | 2                | 3            | 2     | 3          | 4            | 2     | -                | -                  | 4                | 1                 | 1       | -                    | 1       | 1       | -              | III             |
| <b>S<sub>obs</sub></b>                                     | 31               | 26           | 32    | 24         | 32           | 25    | 24               | 26                 | 28               | 27                | 30      | 25                   | 30      | 26      | 28             |                 |
| <b>Chao 2</b>                                              | 44.2             | 28.9         | 34.9  | 28         | 50.8         | 25.8  | 33               | 29.9               | 33.4             | 30.9              | 38.7    | 31.8                 | 35.8    | 27.4    | 33.4           |                 |
| <b>Número de encontros</b>                                 | 127              | 165          | 144   | 137        | 138          | 128   | 124              | 128                | 139              | 131               | 117     | 136                  | 142     | 128     | 140            |                 |

**Tabela 3.** Modelos Lineares Generalizados para prever a riqueza observada e o número de encontros de térmitas em 15 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.  $S_{obs}$  – Riqueza observada; N – número de encontros; Circ – Índice de Circularidade; DBF – Distância para a borda florestal mais próxima; CFR – Cobertura florestal em um raio de 1km ao redor do fragmento; Riq. Árv. – Riqueza de árvores; Densidade – Densidade de árvores; DAP – Diâmetro a altura do peito.

| Variáveis<br>Resposta | Variáveis<br>Explanatórias | Coefficiente | Erro padrão | Z       | p       |
|-----------------------|----------------------------|--------------|-------------|---------|---------|
| $S_{obs}$             | Intercepto                 | 3.2621       | 0.1848      | 17.655  | <2e-16  |
|                       | Área                       | -0.0002      | 0.0005      | - 0.367 | 0.714   |
|                       | Circ                       | 0.0547       | 0.0835      | 0.654   | 0.513   |
|                       | DBF                        | 0.0001       | 0.0011      | 0.096   | 0.923   |
|                       | CFR                        | -0.0002      | 0.0004      | - 0.566 | 0.571   |
| $S_{obs}$             | Intercepto                 | 3.2750       | 0.7699      | 4.254   | 2.1e-05 |
|                       | Riq. Árv.                  | 0.0080       | 0.0153      | 0.524   | 0.600   |
|                       | Densidade                  | -0.0001      | 0.0002      | - 0.382 | 0.703   |
|                       | DAP                        | -0.0093      | 0.0456      | - 0.205 | 0.838   |
|                       | Serrapilheira              | 0.0196       | 0.0305      | 0.644   | 0.520   |
| N                     | Intercepto                 | 4.9301       | 0.0826      | 59.691  | <2e-16  |
|                       | Área                       | -0.0002      | 0.0002      | - 0.748 | 0.455   |
|                       | Circ                       | -0.0124      | 0.0383      | - 0.324 | 0.746   |
|                       | DBF                        | 0.0001       | 0.0005      | 0.283   | 0.777   |
|                       | CFR                        | 0.0001       | 0.0002      | 0.775   | 0.438   |
| N                     | Intercepto                 | 4.709        | 0.3443      | 13.674  | <2e-16  |
|                       | Riq. Árv.                  | 0.0009       | 0.0069      | 0.134   | 0.894   |
|                       | Densidade                  | 0.0000       | 0.0001      | 0.260   | 0.795   |
|                       | DAP                        | 0.0165       | 0.0204      | 0.812   | 0.417   |
|                       | Serrapilheira              | -0.0138      | 0.0140      | - 0.987 | 0.324   |

## **Capítulo 4**

### **Efeito da fragmentação ambiental sobre *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) em uma paisagem de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil**

#### **Resumo**

A fragmentação ambiental é uma séria ameaça à biodiversidade global. Esse processo limita a capacidade de dispersão, diminui o tamanho da população e reduz o fluxo gênico. A Floresta Atlântica na América do Sul é uma das maiores e mais degradadas florestas úmidas do planeta. Cupins são abundantes em ecossistemas tropicais e as espécies húmidas são as mais sensíveis a degradação ambiental. A espécie *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) é amplamente distribuída e abundante em florestas úmidas neotropicais. Nós investigamos se a fragmentação da Floresta Atlântica que ocorreu por volta de 100 anos atrás devido ao cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil afetou a diversidade genética das populações de *E. neotenicus* em 14 fragmentos distantes, um dos outros por 26 m em média em um raio de 20 km. Para 10 ninhos de cada fragmento, 10 indivíduos ( $n = 1400$ ) foram genotipados para 5 loci microssatélites. O número médio de alelos por locus variou entre 3 e 23 (média  $\pm$  dp:  $11.4 \pm 7.23$ ). Não houve relação entre a variabilidade genética e características dos fragmentos. Foi detectada baixa estruturação ao nível de população. Isso pode ser explicado por uma extraordinária longevidade de colônias individuais, criando várias oportunidades de eventos de dispersão e colonização de remanescentes, que poderiam ser facilitadas pelo caráter sazonal da matriz de cana-de-açúcar.

**Palavras-chave:** conectividade; cupins; estrutura genética populacional; isolamento; microssatélites.

### Abstract

Habitat fragmentation is a serious threat to global biodiversity. This process limits dispersal capacity, decrease population size, and reduce gene flow. The Atlantic Forest of South America is one of the largest and most degraded rainforest on the planet. Termites are abundant in tropical ecosystems, and soil-feeding species are the most sensitive to environmental degradation. *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) is widely distributed and abundant in neotropical rainforests. We investigated whether the fragmentation of the Atlantic Forest that occurred around 100 years ago by sugarcane plantations in Northeast Brazil affected the genetic diversity of a population of *E. neotenicus* in 14 fragments distant from other fragments per 26 m on average on a range of 20 km. For 10 nests in each fragment, 10 individuals ( $n = 1400$ ) were genotyped at five microsatellite loci. The mean number of alleles per locus varied from 3 to 23 (mean  $\pm$  sd:  $11.4 \pm 7.23$ ). There was no relation between genetic variability and fragments features. Low structure was detected at the population level. This may be explained by an extraordinary long lifespan of individual colonies, giving several opportunities of dispersal events and colonization of patches, which could be facilitated by the seasonal character of the sugarcane matrix.

**Keywords:** connectivity; termites; population genetic structure; isolation; microsatellites.

## Introdução

A fragmentação de habitats é uma séria ameaça à biodiversidade e aos processos ecológicos em ecossistemas de todo o mundo (Fletcher et al., 2018; Haddad et al., 2015). Esse processo diminui o tamanho das populações e limita sua capacidade de dispersão. Como consequência, pode haver redução no fluxo gênico, perda do potencial adaptativo e depressão endogâmica (Fahrig 2001; Keyghobadi 2007). No entanto, a magnitude dos efeitos de fragmentação depende de fatores como a capacidade de dispersão e os sistemas de reprodução de cada espécie (Fahrig 2001; Fougeyrollas et al. 2018), o tipo matriz em torno dos remanescentes florestais (Debinski, 2006; Jules and Shahani, 2009; Ricketts, 2001) e a posição dos fragmentos na paisagem (Saunders et al. 1991).

Florestas tropicais é o bioma que mais tem sofrido com a fragmentação ambiental (Taubert et al., 2018). Entre eles, a Floresta Atlântica se destaca como uma das maiores do planeta, cobrindo originalmente 148.194.638 ha, ocupando a maior parte da costa brasileira, nordeste da Argentina e nordeste do Paraguai. (Carlson et al., 2011; Izquierdo et al., 2008; Ribeiro et al., 2009). Abriga de 1 a 8% da biodiversidade do mundo e é um dos mais importantes *hotspot* para a conservação da biodiversidade (Marchese, 2015; Silva and Casteleti, 2005). É também um dos ecossistemas mais degradados, com apenas 11,4 a 16% de sua superfície original, que está subdividida em milhares de fragmentos devido, principalmente, à expansão das fronteiras agrícolas e à urbanização. (Joly et al., 2014; Reis et al., 2002; Ribeiro et al., 2009).

Os cupins (Blattodea: Isoptera) são abundantes em ecossistemas tropicais úmidos, como a Floresta Atlântica, atuando nos processos de ciclagem de nutrientes e fluxo de energia. (Dangerfield et al., 1998; Vasconcellos, 2010). As espécies humívoras são particularmente numerosas e diversificadas em florestas úmidas, contribuindo enormemente para o processo de humificação do solo (Martius, 1994; Vasconcellos, 2010), além de ser o grupo mais sensível às mudanças ambientais, apresentando potencial para ser utilizado como organismos modelo para estudos sobre fragmentação (Davies 2002; Dupont et al. 2009).

Dentre as espécies humívoras, *Embiratermes neotenicus* (Termitidae: Syntermitinae) é amplamente distribuída e abundante em florestas tropicais e tem sido

frequentemente registrada na Floresta Atlântica (Cancello et al., 2014; Ernesto and Ramos, 2014; Souza et al., 2012). Esta espécie constrói ninhos epígeos bem definidos e as colônias são fundadas por um par de reprodutores primários (rei e rainha). As estratégias de dispersão e acasalamento incluem vôos de longa distância, resultando em uma reprodução não aparentada e, em alguns casos, a preferência por acasalar com indivíduos ligeiramente relacionados como uma forma de conservar o *fitness* de seus pais. (Fougeyrollas et al., 2018). Portanto, selecionamos *E. neotenicus* como um modelo adequado para estudar o efeito da fragmentação ambiental.

No presente estudo, investigamos se a fragmentação da Floresta Atlântica ocorrida há cerca de 100 anos devido ao cultivo de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil impactou a variabilidade genética de populações de *E. neotenicus* em 14 fragmentos. Para 10 ninhos de cada fragmento, 10 indivíduos ( $n = 1400$ ) foram genotipados para cinco loci microsatélites. Considerando que o tipo de matriz que envolve um fragmento pode ser determinante para o isolamento das populações (isto é, durante eventos de dispersão), testamos se a distância entre fragmentos impactou o fluxo gênico e se a diversidade genética se correlaciona com o tamanho dos fragmentos.

## **Material e Métodos**

### **Área de estudo e material biológico**

As coletas de *E. neotenicus* foram realizadas entre maio de 2016 e junho de 2017 em 14 fragmentos de Floresta Atlântica localizados na Usina São José, Igarassu, Pernambuco (7°49'7"S e 35°00'45"W), porção norte da Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. O clima da região é quente e úmido. A temperatura média anual é de 26.3 °C, a umidade relativa do ar média é de 83.9% e a precipitação pluviométrica média é de 121.3 mm (dados coletados na estação meteorológica da Usina São José entre janeiro e dezembro de 2016). Os ventos apresentam velocidade média de 18.29 km/h, predominando a direção Leste-Sudeste (weatherspark, 2018). O solo é originado de sedimentos do Grupo Barreira e classificado como argissolo de textura variando de argila arenosa a argilosa, profundo e de baixa a média fertilidade. O relevo varia de plano a suave ondulado e a vegetação original é classificada como Floresta subperenifólia (Koffler et al., 1986). A usina foi implantada por

volta do ano de 1900 (São José Agroindustrial 2018), possui uma área total de 280 km<sup>2</sup> e 110 fragmentos de Floresta Atlântica com diferentes tamanhos e formas (Silva et al. 2012), dos quais 14 foram selecionados para estudo (Figura 1; Tabela 1). Em cada um dos 14 fragmentos, nós coletamos operários e soldados de 10 ninhos de *E. neotenicus* os quais foram georreferenciado ( $n = 140$ ). Os espécimes coletados foram conservados em etanol absoluto.

### **Extração, amplificação e Genotipagem**

O DNA genômico foi extraído da cabeça de cinco soldados e cinco operários de cada um dos ninhos amostrados, totalizando 1400 amostras. A extração foi realizada usando um método via Chelex (Walsh et al., 1991).

Os indivíduos foram genotipados para 5 loci microssatélites com motivos de repetição di-nucleotídicos (En-08, En-10, En-11, En-15 e En-19) usados anteriormente para investigar a estrutura genética de colônias em uma população de *E. neotenicus* na Guiana Francesa (Fougeyrollas et al., 2015).

A amplificação do DNA foi realizada por duas PCR multiplex, cada uma em um volume total de 25 µL e contendo 0.2 µL (1 U) FastStart Taq DNA Polymerase (Roche Diagnostics), 2.5 µL 10X de PCR buffer, 1.5 µL 25mM MgCl<sub>2</sub>, 0.6 µL 10 mM dNTP mix, 0.2 µM de cada primer *forward* e *reverse* (En-08 e En-10 na multiplex 1; En-11, En-15 e En-19 na multiplex 2; Table S1), 2 µL de DNA e água PCR-grade para completar o volume total (q.s.p).

As condições de amplificação foram as seguintes: desnaturação inicial a 95°C por 10 minutos, seguida por 40 ciclos de desnaturação a 95°C por 30 segundos, anelamento a 60°C por 30 segundos, extensão a 72°C por 60 segundos e uma extensão final a 72°C por 10 minutos. A visualização dos amplicons foi realizada em um sequenciador automático do modelo ABI3730XL (Applied Biosystems). O comprimento dos fragmentos foi verificado manualmente em cromatogramas e os genótipos foram classificados utilizando o software Peak Scanner v1.0 (Applied Biosystems).

### Análise estatística

Para cada fragmento de Floresta Atlântica, a diversidade genética foi avaliada a partir do número de alelos, heterozigosidade observada e heterozigosidade esperada (Peakall & Smouse, 2012) e o equilíbrio de Hardy–Weinberg foi calculado para os loci estudados. Estas análises foram realizadas com o auxílio do programa ARLEQUIN v. 3.0 (Excoffier et al., 2005). A heterozigosidade esperada e observada foram comparadas através de Análise de variância (one way – ANOVA) utilizando o programa PAST versão 3 (Hammer et al., 2001). A relação entre diversidade genética e atributos dos fragmentos foi avaliada pelo teste de correlação de Spearman utilizando o programa PAST versão 3 (Hammer et al., 2001).

A estrutura genética populacional foi estimada usando o método de agrupamento baseado em um modelo Bayesiano (Bayesian model-based clustering). O número de populações ou clusters (K) foi obtido utilizando o software Structure v 2.3.4 (Pritchard et al., 2000) através de um modelo de mistura com frequências alélicas correlacionadas entre populações. As simulações foram calculadas 20 vezes com o valor de K entre 1 e 14, utilizando o período *burn-in* de 50.000 e 100.000 via Cadeias de Markov e Monte Carlo (MCMC). O valor mais adequado de K (número de clusters) foi determinado usando o software STRUCTURE HARVESTER v 0.6.94 (Earl and vonHoldt, 2012) baseado no método Delta K (Evanno et al., 2005). Em seguida, o programa CLUMPP v1.1.2 (Jakobsson and Rosenberg, 2007) foi utilizado para alinhar as simulações para o valor de K mais adequado e eliminar possíveis erros associados à identificação dos indivíduos utilizando o algoritmo *Greedy* com 100.000 réplicas. Os gráficos foram gerados utilizando o programa DISTRUCT v1.1 (Rosenberg, 2003).

A estrutura genética também foi testada calculando a divergência genética entre populações ( $F_{ST}$ ) com 1000 replicações aleatórias e 95% de intervalo de confiança utilizando o programa ARLEQUIN v. 3.0 (Excoffier et al., 2005). Foi considerada a escala proposta por Hartl & Clark 1997, onde valores de  $F_{ST} \leq 0.05$  indicam baixa estruturação genética,  $0.06 \leq F_{ST} \leq 0.15$  indica moderada diferenciação genética,  $0.16 \leq F_{ST} \leq 0.24$  indicam alta diferenciação genética e  $F_{ST} > 0.25$  indica muito alta diferenciação genética.

## Resultados

Todos os loci microssatélites foram polimórficos. O número de alelos por locus variou de 3 (En-19) a 23 (En-11) (média  $\pm$  dp:  $11.4 \pm 7.23$ ) e nenhum dos loci mostrou um desvio significativo do equilíbrio de Hardy-Weinberg (todos  $p > 0.05$ ). As características de microssatélites estão resumidas na Tabela S1 (Informações de suplementar).

O número médio de alelos por fragmento variou de 4.6 a 5.8, a heterozigosidade observada variou de 0.37 a 0.49 e a heterozigosidade esperada variou de 0.42 a 0.56 (Tabela 2). A heterozigosidade esperada por fragmento foi maior que a heterozigosidade observada ( $F_{1.26} = 30.36$ ;  $p < 0.001$ ). Não houve relação entre a diversidade genética e os atributos dos fragmentos (todas as combinações com  $p > 0.05$  (Tabela S2).

Dez alelos foram compartilhados entre todos os fragmentos e foram identificados treze alelos privados. Os fragmentos com maior número de alelos privados foram VV e DD, com 3 alelos cada. Quatro loci apresentaram alelos privados, sendo En-11 o que registrou o maior número com seis (Tabela S3).

O método Delta K determinou que o número de grupos genéticos mais apropriados foi  $K = 4$  e nenhuma diferenciação dos perfis genéticos foi observada entre as populações amostradas, os quatro perfis apareceram em todas as populações em proporções semelhantes (Fig. 2). As populações apresentaram estrutura genética moderada ( $F_{ST} = 0.0713$ ).

## Discussão

Nossos resultados evidenciaram uma estrutura genética moderada de *E. neotenicus* entre os fragmentos florestais, indicando que o fluxo gênico provavelmente ocorre entre eles. A estrutura genética das populações é determinada por um conjunto de características biológicas e ambientais. No campo da biologia da conservação, a identificação dos fatores que são importantes determinantes da estrutura genética das populações naturais pode ajudar a desenhar estratégias de manejo para melhor preservar a biodiversidade genética (Foll & Gaggiotti, 2006). O sistema de reprodução e estratégias de dispersão de espécies individuais são importantes para moldar a estrutura genética da população de animais e

plantas (Croteau, 2010; Fougeyrollas et al., 2018). Da mesma forma, características ambientais como conectividade, distância geográfica e heterogeneidade ambiental podem determinar este processo (Foll & Gaggiotti, 2006; Temunović et al., 2012; Xu et al., 2017).

De acordo com Bourguignon et al. (2009) o voo a grandes alturas é uma característica importante da dispersão de cupins em florestas tropicais. Embora alados de espécies vivem no solo passem mais tempo em estratos mais baixos, algumas espécies podem voar até 28m de altura, como *Embiratermes chagresi*. Voar a grandes alturas permite aproveitar os ventos e maximizar a dispersão. A sazonalidade do cultivo de cana-de-açúcar torna os fragmentos florestais mais expostos à ação dos ventos no período pós-colheita (Ferrante et al., 2017). No Nordeste do Brasil, a colheita da cana-de-açúcar ocorre principalmente entre os meses de setembro e março, enquanto a grande maioria das espécies da família Termitidae na Mata Atlântica voam entre março e abril (Martius et al., 1996). De acordo com nossas observações de campo, este é o período de revoada para *E. neotenicus*. Assim, durante o período de revoada, os cupins encontraram o solo descoberto ou com a matriz formada por plantas jovens e pequenas, o que poderia facilitar a dispersão dos cupins entre remanescentes florestais por ação do vento. Além disso, a prática de queima da cana-de-açúcar ainda é comum e envolve a redução de populações de predadores naturais de cupins como pequenos mamíferos (Griffiths & Brook, 2014) e artrópodes, como formigas (Vasconcelos et al., 2009). Portanto, a revoada logo após a colheita nos leva a acreditar que os reprodutores alados têm maior chance de sucesso na dispersão.

Segundo Mona et al. (2014), a dispersão a longa distância aumenta a diversidade genética local e diminui os níveis de diferenciação populacional, evitando efetivamente os efeitos da fragmentação. Outros estudos apoiam a ideia de que os cupins são capazes de se dispersar por longas distâncias. A estrutura genética populacional de *Nasutitermes takasagoensis* (Termitidae: Nasutitermitinae) foi investigada entre ilhas oceânicas separadas por 200m a 443km. Até 46 km de distância, as populações apresentaram moderada estruturação genética indicando que pode haver fluxo gênico provavelmente pela capacidade de dispersão de alados (Garcia et al. 2002; García & Maekawa 2004). Garcia et al. (2006) estudaram a diversidade genética de *Nasutitermes coxipoensis* em fragmentos de Cerrado no Brasil e observaram que não houve restrição ao fluxo gênico e nenhuma

diferenciação genética em fragmentos separados por menos de 60 km, em parte devido à produção sazonal de milhares de alados liberados por cada ninho.

Fougeyrollas et al. (2018) estudaram as estratégias de dispersão e acasalamento em *E. neotenicus* em florestas tropicais conectada da Guiana Francesa e concluíram que não há isolamento por distância e que voos de longa distância são comuns nesta espécie, promovendo pouca ou nenhuma diferenciação genética entre populações separadas por até 10 km. Essa estratégia aumenta as chances de dispersão populacional e ao fundar novas colônias a maiores distâncias promovendo o fluxo gênico. Além disso, demonstrou-se que *E. neotenicus* se submete a uma excelente estratégia de reprodução conhecida como sucessão assexual de rainha (AQS) (Fougeyrollas et al., 2015). Nesta estratégia, as rainhas não dispersantes (neotênicas) são produzidas partenogeneticamente; enquanto trabalhadores, soldados e alados são produzidos sexualmente por acasalamento entre o rei primário e a rainha principal ou rainhas neotênicas. Nesta espécie, a rainha primária é substituída por múltiplas rainhas neotênicas (até aproximadamente 200) no início do ciclo de vida da colônia (Fougeyrollas et al., 2015). Sendo partenogeneticamente produzidas, o acasalamento entre essas rainhas neotênicas e o rei primário não altera a estrutura genética da colônia e não ocorre endogamia. As principais vantagens do AQS parecem ser a expansão do potencial reprodutivo das colônias, através da reprodução de muitas outras rainhas e o tempo de vida, através da capacidade de rainhas de substituição para produzir geração subsequente de partenógenos (Matsuura, 2017). Por meio de uma vida útil melhorada, as colônias têm várias oportunidades de produzir alados que eventualmente poderão colonizar um fragmento vizinho.

O sistema de acasalamento AQS também foi descrito para outros cupins húmívoros: *Silvestritermes minutus* (Termitidae: Sytermitinae) e *Cavitermes tuberosus* (Termitidae, Termitinae) (Fougeyrollas et al., 2017; Fournier et al., 2016). Ambas as espécies foram estudadas na mesma floresta conectada da Guiana Francesa que *E. neotenicus* e nenhuma estrutura foi observada. A maioria das colônias foi fundada por reprodutores não relacionados como resultado da dispersão de longa distância (Fougeyrollas et al., 2018; Fournier et al., 2016).

A heterozigosidade observada foi maior do que a heterozigosidade esperada, possivelmente devido ao acasalamento entre indivíduos relacionados. Segundo

Fougeyrollas et al. (2018), apesar da capacidade dos reprodutores de *E. neotenicus* voar por longas distâncias, alguns indivíduos preferem se acasalar com aqueles que são ligeiramente aparentados a fim de conservar alguns genes e adaptabilidade de seus pais. O fluxo gênico impediu a diferenciação genética entre as populações estudadas, resultando em um baixo número de alelos privados entre manchas e número médio de alelos e heterogeneidade independentemente do tamanho dos fragmentos e da distância até o fragmento mais próximo. O mesmo foi observado em outros estudos com populações de invertebrados que tiveram baixa estrutura genética em habitats fragmentados (Garcia et al., 2006; Ramirez and Haakonsen, 1999).

Dependendo das circunstâncias, um evento de fragmentação não levará necessariamente à perda de diversidade genética (Young et al., 1996). No contexto da paisagem estudada, populações de *E. neotenicus* não parecem ser afetadas pela fragmentação ambiental. As populações não são isoladas pela matriz da cana-de-açúcar, sugerindo que o fluxo gênico ocorre entre os fragmentos florestais. Isso pode ser explicado pelo peculiar sistema de reprodução de *E. neotenicus*: por meio de uma longa vida útil, as colônias têm várias oportunidades de produzir alados que eventualmente colonizem um trecho vizinho. Isso pode ainda ser facilitado pelo caráter sazonal da matriz da cana-de-açúcar.

## Referências

- Bourguignon, T., Leponce, M., Roisin, Y., 2009. Insights into the termite assemblage of a neotropical rainforest from the spatio-temporal distribution of flying alates. *Insect Conserv. Divers.* 2, 153–162. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2009.00055.x>
- Cancello, E.M., Silva, R.R., Vasconcellos, A., Reis, Y.T., Oliveira, L.M., 2014. Latitudinal Variation in Termite Species Richness and Abundance along the Brazilian Atlantic Forest Hotspot 0, 1–10.
- Carlson, M.J., Mitchell, R., Rodriguez, L., 2011. Scenario analysis to identify viable conservation strategies in paraguays imperiled Atlantic forest. *Ecol. Soc.* 16, 21. <https://doi.org/10.5751/ES-04267-160308>
- Croteau, E.K., 2010. Causes and Consequences of Dispersal in Plants and Animals. *Nat. Educ. Knowl.* 3, 12.
- Dangerfield, J.M., McCarthy, T.S., Ellery, W.N., 1998. The mound-building *Macrotermes*

- michaelseni as an ecosystem engineer. *J. Trop. Ecol.* 14, 507–520.
- Davies, R.G., 2002. Feeding group responses of a Neotropical termite assemblage to rain forest fragmentation. *Oecologia* 133, 233–242. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1011-8>
- Debinski, D.M., 2006. Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. *J. Biogeogr.* 33, 1791–1792. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01596.x>
- Dupont, L., Roy, V., Bakkali, A., Harry, M., 2009. Genetic variability of the soil-feeding termite *Labiotermes labralis* (Termitidae, Nasutitermitinae) in the Amazonian primary forest and remnant patches. *Insect Conserv. Divers.* 2, 53–61. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00040.x>
- Earl, D.A., vonHoldt, B.M., 2012. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conserv. Genet. Resour.* 4, 359–361. <https://doi.org/10.1007/s12686-011-9548-7>
- Ernesto, M.V., Ramos, E.F., 2014. High termite richness in an urban fragment of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 14, 1–6.
- Evanno, G., Regnaut, S., Goudet, J., 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Mol. Ecol.* 14, 2611–2620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02553.x>
- Excoffier, L., Laval, G., Schneider, S., 2005. Arlequin (version 3.0): An integrated software package for population genetics data analysis. *Evol. Bioinform. Online* 1, 47–50.
- Fahrig, L., 2001a. How much habitat enough?, *Biological Conservation*. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Fahrig, L., 2001b. How much habitat enough?, *Biological Conservation*. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00208-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00208-1)
- Ferrante, L., Baccaro, F.B., Ferreira, E.B., Sampaio, M.F. de O., Santos, T., Justino, R.C., Angulo, A., 2017. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. *J. Biogeogr.* 44, 1911–1922. <https://doi.org/10.1111/jbi.12951>
- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschamtkke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., Haddad, N.M., 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biol. Conserv.* 226, 9–15. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Foll, M., Gaggiotti, O., 2006. Identifying the environmental factors that determine the genetic structure of populations. *Genetics* 174, 875–891. <https://doi.org/10.1534/genetics.106.059451>
- Fougeyrollas, R., Dolejšová, K., Krivánek, J., Sillam-Dussès, D., Roisin, Y., Hanus, R.,

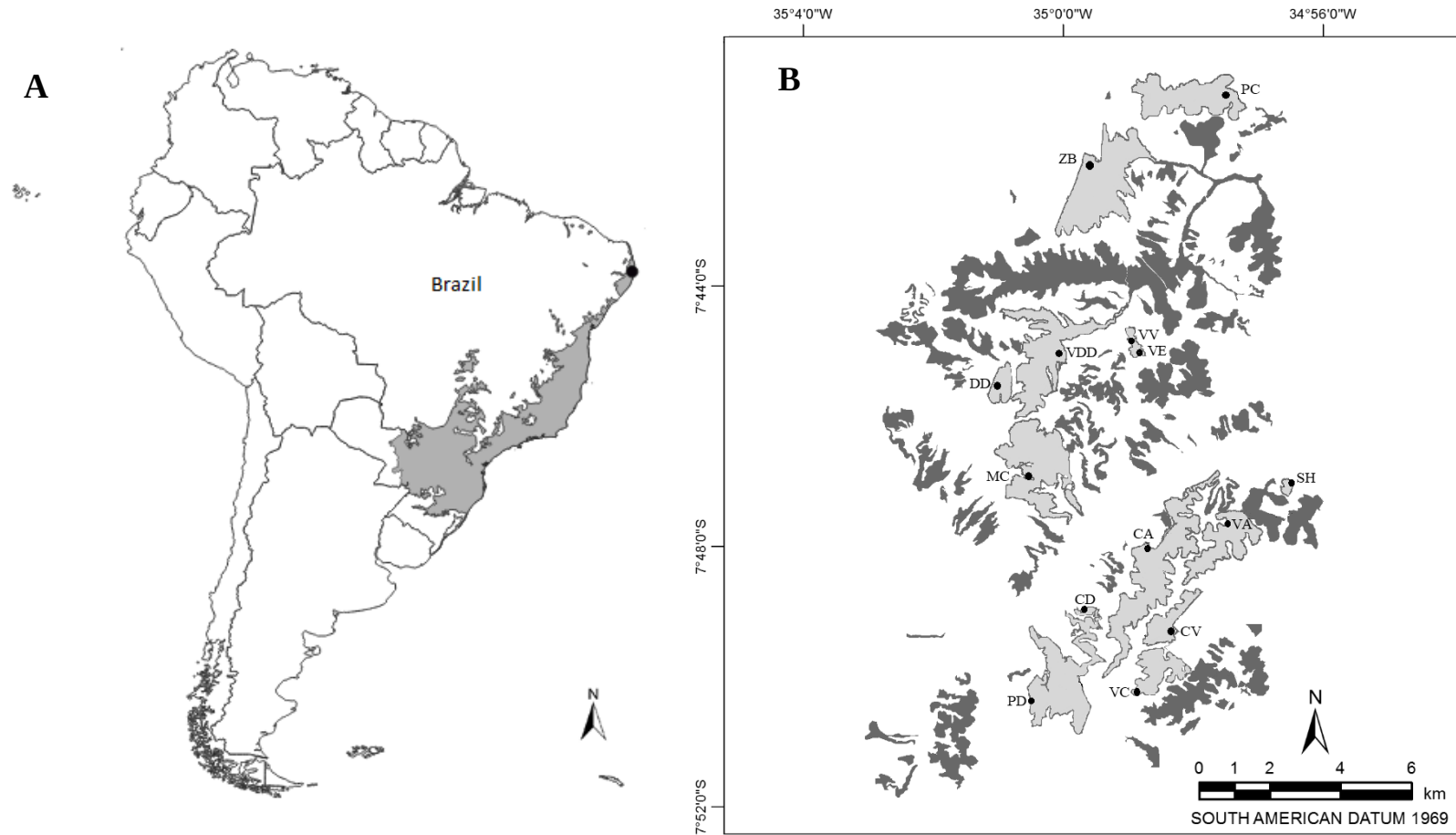
- Roy, V., 2018. Dispersal and mating strategies in two neotropical soil-feeding termites, *Embiratermes neotenicus* and *Silvestritermes minutus* (Termitidae, Syntermitinae). *Insectes Soc.* 65, 251–262. <https://doi.org/10.1007/s00040-018-0606-y>
- Fougeyrollas, R., Dolejšová, K., Sillam-Dussés, D., Roy, V., Poteaux, C., Hanus, R., Roisin, Y., 2015. Asexual queen succession in the higher termite *Embiratermes neotenicus*. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0260>
- Fougeyrollas, R., Křivánek, J., Roy, V., Dolejšová, K., Frechault, S., Roisin, Y., Hanus, R., Sillam-Dussès, D., 2017. Asexual queen succession mediates an accelerated colony life cycle in the termite *Silvestritermes minutus*. *Mol. Ecol.* 26, 3295–3308. <https://doi.org/10.1111/mec.14095>
- Fournier, D., Hellemans, S., Hanus, R., Roisin, Y., 2016. Facultative asexual reproduction and genetic diversity of populations in the humivorous termite *Cavitermes tuberosus*. *Proc. R. Soc. B* 283, 20160196. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0196>
- Garcia, J., Maekawa, K., Constantino, R., Matsumoto, T., Miura, T., 2006. Analysis of the genetic diversity of *Nasutitermes coxipensis* (Isoptera: Termitidae) in natural fragments of Brazilian Cerrado using AFLP markers, *Sociobiology*.
- Griffiths, A.D., Brook, B.W., 2014. Effect of fire on small mammals: A systematic review. *Int. J. Wildl. Fire* 23, 1034–1043. <https://doi.org/10.1071/WF14026>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Sci. Adv.* 1.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. a. T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.* 4(1), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.bcp.2008.05.025>
- Hartl, D.L., Clark, A.G., 1997. *Principles of Population Genetics*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Izquierdo, A.E., De Angelo, C.D., Aide, T.M., 2008. Thirty Years of Human Demography and Land-Use Change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Ecol. Soc.* 13.
- Jakobsson, M., Rosenberg, N.A., 2007. CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics* 23, 1801–1806. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btm233>
- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M., 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytol.* 204, 459–473. <https://doi.org/10.1111/nph.12989>
- Jules, E.S., Shahani, P., 2009. A broader ecological context to habitat fragmentation: Why

matrix habitat is more important than we thought. *J. Veg. Sci.* 14, 459–464.  
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02172.x>

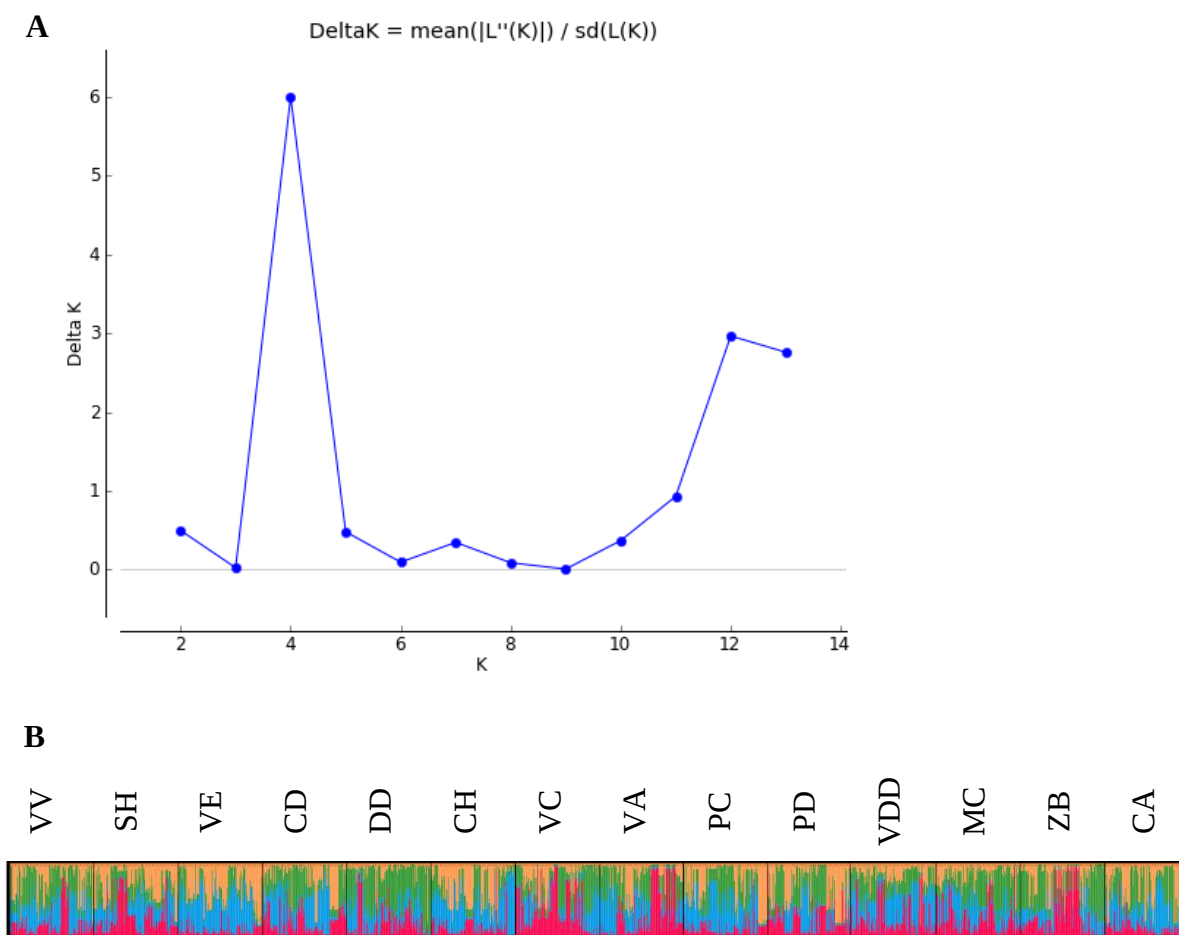
- Keyghobadi, N., 2007. The genetic implications of habitat fragmentation for animals This review is one of a series dealing with some aspects of the impact of habitat fragmentation on animals and plants. This series is one of several virtual symposia focussing on ecological topics. *Can. J. Zool.* 85, 1049–1064.  
<https://doi.org/10.1139/Z07-095>
- Koffler, N.P., Lima, J.F.W.F., Lacerda, J.F., Santana, J.F., Silva, M.A., 1986. Caracterização Edafo-climática das Regiões Canavieiras do Brasil: Pernambuco. PLANALSUCAR, Piracicaba.
- Marchese, C., 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Glob. Ecol. Conserv.* 3, 297–309.  
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.12.008>
- Martius, C. (Goettingen U. (Germany). 2. Z.I., 1994. Diversity and ecology of termites in Amazonian forests. *Pedobiologia* (Germany).
- Martius, C., Bandeira, A.G., Medeiros, L.G.D.S., 1996. Variation in termite alate swarming in rain forests of Central Amazonia. *Ecotropica*.
- Matsuura, K., 2017. Evolution of the asexual queen succession system and its underlying mechanisms in termites. *J. Exp. Biol.* 220, 63–72. <https://doi.org/10.1242/jeb.142547>
- Mona, S., Ray, N., Arenas, M., Excoffier, L., 2014. Genetic consequences of habitat fragmentation during a range expansion. *Heredity* (Edinb). 112, 291–299.  
<https://doi.org/10.1038/hdy.2013.105>
- Peakall, R., Smouse, P.E., 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research—an update. *Bioinformatics* 28, 2537–2539.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., Donnelly, P., 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945–959.
- Ramirez, M.G., Haakonsen, K.E., 1999. Gene flow among habitat patches on a fragmented landscape in the spider *Argiope trifasciata* (Araneae: Araneidae). *Heredity* (Edinb). 83, 580.
- Reis, M.S., Mariot, A., Conte, R., Guerra, M.P., 2002. Aspectos do manejo de recursos da Mata Atlântica no contexto ecológico, fundiário e legal, in: Simões, L.L., Lino, C.F. (Eds.), *Sustentável Mata Atlântica*. Senac São Paulo, São Paulo, pp. 159–172.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *Am.*

- Nat. 158, 87–99. <https://doi.org/10.1086/320863>
- Rosenberg, N.A., 2003. distruct: a program for the graphical display of population structure. *Mol. Ecol. Notes* 4, 137–138. <https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2003.00566.x>
- São José Agroindustrial, n.d. História da São José Agroindustrial [WWW Document]. URL <http://www.usinasaojose.com.br/pt/usina/historia> (accessed 4.14.18).
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R., 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conserv. Biol.* 5, 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
- Silva, F.O., Lourenço, A.R. de L., Pessoa, M. do C.R., Alves, M.V., 2012. Flora da Usina SÃ\poundso JosÃ\copyright, Igarassu, Pernambuco: Ochnaceae e Quinaceae. *Rodriguésia* 63, 1133–1138.
- Silva, J.M.C., Casteleti, C.H.M., 2005. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, in: Galindo-Leal, C., Gusmão, C.I. (Eds.), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica - Conservação Internacional, São Paulo - Belo Horizonte, pp. 43–59.
- Souza, H.B. de A., Alves, W. de F., Vasconcellos, A., 2012. Termite assemblages in five semideciduous Atlantic Forest fragments in the northern coastland limit of the biome. *Rev. Bras. Entomol.* 56, 67–72. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000013>
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Muller, M.S., Rodig, E., Wiegand, T., Huth, A., 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Temunović, M., Franjić, J., Satovic, Z., Grgurev, M., Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J.F., 2012. Environmental Heterogeneity Explains the Genetic Structure of Continental and Mediterranean Populations of *Fraxinus angustifolia* Vahl. *PLoS One* 7, e42764.
- Vasconcellos, A., 2010. Biomass and abundance of termites in three remnant areas of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54, 455–461. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262010000300017>
- Vasconcelos, H.L., Pacheco, R., Silva, R.C., Vasconcelos, P.B., Lopes, C.T., Costa, A.N., Bruna, E.M., 2009. Dynamics of the Leaf-Litter Arthropod Fauna Following Fire in a Neotropical Woodland Savanna. *PLoS One* 4, e7762.
- Walsh, P.S., Metzger, D.A., Higuchi, R., 1991. Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. *Biotechniques* 10, 506–513.
- weatherspark, 2018. Condições meteorológicas médias de Igarassu- Brasil [WWW Document]. URL <https://pt.weatherspark.com/y/31441/Clima-característico-em-Igarassu-Brasil-durante-o-ano#Sections-Sources>

- Xu, B., Sun, G., Wang, X., Lu, J., Wang, I.J., Wang, Z., 2017. Population genetic structure is shaped by historical, geographic, and environmental factors in the leguminous shrub *Caragana microphylla* on the Inner Mongolia Plateau of China. *BMC Plant Biol.* 17, 200. <https://doi.org/10.1186/s12870-017-1147-7>
- Young, A., Boyle, T., Brown, T., 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends Ecol. Evol.* 11, 413–418.  
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10045-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10045-8)



**Figure 1:** **A** – Localização da Área de estudo. Cinza escuro – Floresta Atlântica; **B** - Fragmentos de Floresta Atlântica Usina São José, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Cinza claro – fragmentos selecionados para estudo. (VV: Vizinho de Vespa; SH: Santa Helena; VE: Vespa; CD: Chico Dias; DD: Dedo de Deus; CH: Chave; VH: Vizinho de Chave; VA: Vizinho de Avião; PC: Perto de Cruzinha; PD: Piedade; VDD: Vizinho de Dedo Deus; MC: Macacos; ZB: Zambana; CA: Campo do Avião).



**Figure 2.** Análise da estrutura genética de populações de *E. neotenicus* de 14 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. **A** – Valores da estatística Delta *K* calculados para *K* de 1–14 baseado na combinação dos dados de cinco microssatélites. O maior valor de Delta *K* corresponde ao mais alto nível de hierarquia entre as corridas; **B** – Estrutura genética populacional inferida utilizando o método de agrupamento baseado em um modelo Bayesiano (Bayesian model-based clustering) no Structure. Cada barra vertical representa um indivíduo de *E. neotenicus*. O seguimento colorido de cada barra representa a proporção da genética do indivíduo para um cluster em particular. Os nomes das populações estão indicados acima.

**Tabela 1:** Atributos e diversidade genética de populações de *E. neotenicus* em 14 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil. (DFE: Distância até a borda da floresta mais próxima).

| <b>Fragmento</b>            | <b>Abreviação</b> | <b>Coordenadas</b>               | <b>Área (ha)</b> | <b>DFE (m)</b> |
|-----------------------------|-------------------|----------------------------------|------------------|----------------|
| <b>Vizinho de Vespa</b>     | VV                | S 7° 45.770'<br>W 35°00.481'     | 5.96             | 28.83          |
| <b>Santa Helena</b>         | SH                | S 07°46'59.39"<br>W 34°56'41.80" | 11.78            | 39.04          |
| <b>Vespa</b>                | VE                | S 7° 45.069'<br>W 34°58.963'     | 13.81            | 28.83          |
| <b>Chico Dias</b>           | CD                | S 7° 49.025'<br>W 34°59.683'     | 32.87            | 12.20          |
| <b>Dedo de Deus</b>         | DD                | S 7° 45.557'<br>W 35°00.914'     | 51.15            | 30.25          |
| <b>Chave</b>                | CH                | S 7° 49.287'<br>W 34°58.694'     | 89.29            | 104.16         |
| <b>Vizinho de Chave</b>     | VC                | S 7° 50.122'<br>W 34°58.762'     | 112.13           | 63.83          |
| <b>Vizinho de Avião</b>     | VA                | S 7° 47.824'<br>W 34°57.770'     | 184.06           | 4.12           |
| <b>Perto de Cruzinha</b>    | PC                | S 7° 41.295'<br>W 34°58.020'     | 239.05           | 26.15          |
| <b>Piedade</b>              | PD                | S 7° 50'.13.4"<br>W 35°00'02"    | 308.98           | 12.20          |
| <b>Vizinho de Dedo Deus</b> | VDD               | S 7° 45.691'<br>W 35°00.593'     | 322.71           | 5.61           |
| <b>Macacos</b>              | MC                | S 7° 46.779'<br>W 35°00.481'     | 356.94           | 3.00           |
| <b>Zambana</b>              | ZB                | S 07°41'29.13"<br>W 35°00'08.75" | 387.85           | 2.32           |
| <b>Campo do Avião</b>       | CA                | S 7° 48.484'<br>W 34°58.782'     | 410.46           | 4.23           |

**Tabela 2:** Estatísticas populacionais básicas estimadas a partir do conjunto de dados de microssatélites para a população total e para cada fragmento de Floresta Atlântica amostrado. (Na: número de alelos; Ho: heterozigosidade observada; He: heterozigosidade esperada).

| <b>Fragmento</b> | <b>Número de indivíduos</b> | <b>Na<br/>(med ± dp)</b> | <b>Ho<br/>(med ± dp)</b> | <b>He<br/>(med ± dp)</b> |
|------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| <b>Todos</b>     | 1400                        | 5.4 (±0,36)              | 0.43 (±0,03)             | 0.51 (±0,03)             |
| <b>VV</b>        | 100                         | 5.8 (±1.6)               | 0.42 (±0.1)              | 0.55 (±0.1)              |
| <b>SH</b>        | 100                         | 4.6 (±0.9)               | 0.41 (±0.1)              | 0.56 (±0.1)              |
| <b>VE</b>        | 100                         | 5.6(±1.3)                | 0.46 (±0.1)              | 0.49 (±0.1)              |
| <b>CD</b>        | 100                         | 4.6 (±1.2)               | 0.37(±0.1)               | 0.42(±0.1)               |
| <b>DD</b>        | 100                         | 5.8 (±1.7)               | 0.43 (±0.1)              | 0.48 (±0.1)              |
| <b>CH</b>        | 100                         | 4.8 (±1)                 | 0.49 (±0.1)              | 0.52 (±0.1)              |
| <b>VC</b>        | 100                         | 5.4 (±1.1)               | 0.43(±0.2)               | 0.51(±0.1)               |
| <b>VA</b>        | 100                         | 5.4 (±1.5)               | 0.43 (±0.1)              | 0.54 (±0.1)              |
| <b>PC</b>        | 100                         | 5.0 (±1.5)               | 0.38 (±0.1)              | 0.55 (±0.1)              |
| <b>PD</b>        | 100                         | 5.8 (±1.8)               | 0.41(±0.1)               | 0.45(±0.1)               |
| <b>VDD</b>       | 100                         | 5.8 (±1.6)               | 0.44 (±0.1)              | 0.53 (±0.1)              |
| <b>MC</b>        | 100                         | 5.4 (±1.1)               | 0.43(±0.1)               | 0.5(±0.1)                |
| <b>ZB</b>        | 100                         | 5.8 (±2.2)               | 0.48 (±0.2)              | 0.54(±0.1)               |
| <b>CA</b>        | 100                         | 5.8 (±1.3)               | 0.4 (±0.1)               | 0.46(±0.1)               |

**Tabela 3.** Loci microssatélites utilizados para o estudo genético e suas características estudadas em 10 indivíduos de 140 colônias coletadas em 14 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

| Locus              | Motivo             | Sequence (5'-3')                                        | Marcador | N <sub>A</sub> | Tamanho dos alelos (bp) | Ho   | He   |
|--------------------|--------------------|---------------------------------------------------------|----------|----------------|-------------------------|------|------|
| <b>Multiplex 1</b> |                    |                                                         |          |                |                         |      |      |
| <b>En-11</b>       | (ac) <sub>14</sub> | F: CCAACTCGTAGGTGTAGAGGAT<br>R: CCGTCTCTTGTGAGTGTGTTGTG | VIC      | 23             | 154–198                 | 0,77 | 0,77 |
| <b>En-15</b>       | (ca) <sub>15</sub> | F: CGATGAGATTCCGTAGACACC<br>R: AACCCCTAGCACCTCACATGC    | NED      | 10             | 186–292                 | 0,47 | 0,44 |
| <b>En-19</b>       | (tg) <sub>17</sub> | F: TACATTCAAATTAGTCTTGTGCCC<br>R: TTGGTCGAGCCTATCTGGTC  | PET      | 3              | 177–181                 | 0,13 | 0,13 |
| <b>Multiplex 2</b> |                    |                                                         |          |                |                         |      |      |
| <b>En-08</b>       | (ac) <sub>13</sub> | F: CTGAGCGGTTGCAGAGTACC<br>R: TTCCCGGCCAAAGTACTAAC      | 6'FAM    | 10             | 170–188                 | 0,66 | 0,70 |
| <b>En-10</b>       | (tg) <sub>14</sub> | F: CGTCCAGAAGATTCCTACCG<br>R: TCTCTACCTCGTGTCTGCCT      | NED      | 11             | 116–142                 | 0,12 | 0,50 |

**Tabela 4.** Correlação entre a Variabilidade genética de *E. neotenicus* e características ambientais de 14 fragmentos de Floresta Atlântica. (Na: número de alelos; Ho: heterozigosidade observada; DFE: distância até a borda da floresta mais próxima).

|           | Área                | DFE (m)              |
|-----------|---------------------|----------------------|
| <b>Na</b> | rs = 0.37; p = 0.18 | rs = -0.35; p = 0.21 |
| <b>Ho</b> | rs = 0.08; p = 0.77 | rs = 0.05; p = 0.85  |

**Tabela 5.** Alelos privados por populações de *E. neotenicus* de 14 fragmentos de Floresta Atlântica no Nordeste do Brasil.

| População  | Locus | Alelo | Frequencia |
|------------|-------|-------|------------|
| <b>VV</b>  | En-11 | 174   | 0.030      |
| <b>VV</b>  | En-11 | 194   | 0.030      |
| <b>VV</b>  | En-15 | 186   | 0.010      |
| <b>VE</b>  | En-10 | 142   | 0.049      |
| <b>CD</b>  | En-11 | 172   | 0.030      |
| <b>DD</b>  | En-10 | 116   | 0.029      |
| <b>DD</b>  | En-10 | 124   | 0.007      |
| <b>DD</b>  | En-15 | 274   | 0.005      |
| <b>CH</b>  | En-08 | 170   | 0.027      |
| <b>VC</b>  | En-15 | 292   | 0.036      |
| <b>VDD</b> | En-11 | 170   | 0.025      |
| <b>ZB</b>  | En-11 | 156   | 0.030      |
| <b>ZB</b>  | En-11 | 198   | 0.086      |