Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

Sistema ecológico da malária

Leonardo Suveges Moreira Chaves

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Doutor em Ciências.**

Área de concentração: Epidemiologia

**Orientador: Professora Maria Anice Mureb
Sallum**

São Paulo

2018

Sistema ecológico da malária

Leonardo Suveges Moreira Chaves

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública para obtenção do
título de Doutor em Ciências.**

Área de concentração: Epidemiologia

**Orientador: Professora Maria Anice Mureb
Sallum**

(VERSÃO REVISADA)

São Paulo

2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo da Publicação

Ficha elaborada pelo Sistema de Geração Automática a partir de dados fornecidos pelo(a) autor(a)
Bibliotecária da FSP/USP: Maria do Carmo Alvarez - CRB-8/4359

Chaves, Leonardo Suveges Moreira

Sistema ecológico da malária / Leonardo Suveges Moreira Chaves; orientadora Maria Anice Mureb Sallum. -- São Paulo, 2018.
106 p.

Tese (Doutorado) -- Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2018.

1. Malária. 2. Culicidae. 3. Nyssorhynchus darlingi. 4. Ecologia da paisagem. 5. Uso e ocupação do solo. I. Sallum, Maria Anice Mureb, orient. II. Título.

Dedico essa tese às famílias das comunidades rurais da Amazônia, fonte de
inspiração, exemplo de resiliência, perseverança e fé.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, Fapesp (Processos No. 2014/26229-7 e No. 2014/26855-5) e ao projeto “Genômica de paisagens em gradientes latitudinais e ecologia de *Anopheles darlingi*”, vinculado ao National Institute of Health, USA, grant R01 AI110112. Ao Programa de Excelência Acadêmica – PROEx/Capes e à Fundação Faculdade de Medicina nos termos de outorga de bolsa de pesquisa No. 203735.

À dedicada orientação que recebi da Professora Dra. Maria Anice Mureb Sallum, minha orientadora, onde tive oportunidade ímpar de compartilhar de seu grande conhecimento, dedicação, compromisso com o desenvolvimento do trabalho e ensinamentos que levarei para minha vida profissional e como pessoa.

Agradeço aos amigos Dr. Eduardo Sterlino Bergo e Dr. Gabriel Zorello Laporta que somadas as participações da Prof^a Maria Anice Mureb Sallum, pudemos debater importantes decisões em função das realidades e imprevistos encontrados no campo. Tive o privilégio de contar com uma equipe muito bem capacitada e saio com um enorme conhecimento acumulado. À pesquisadora Dra. Jan E. Conn pelo apoio e incentivo. Ao pesquisador Professor Dr. Manfred Lenzen, do centro de pesquisa em análise integrada de sustentabilidade (ISA) da Escola de Física da Universidade de Sydney/Austrália e toda sua equipe. À Dra. Cláudia Codeço, Dr. Mario Antônio Navarro da Silva e Thiago S. de Azevedo que fizeram parte da minha qualificação, apontando importantes ajustes.

Aos profissionais ligados aos programas de controle da malária Paola Marquesini, Sheilla Rodovalho, Gilberto Moresco, Roberto Nakaoka, Élder Figueira, Hélio Cameli. Às orientações e apoio dos serviços municipais de saúde no combate da malária, registro aqui minha enorme gratidão. Profissionais sérios, compromissados com a efetividade do programa e que foram fundamentais nas abordagens junto às comunidades e no reconhecimento das áreas das coletas. Aos moradores e às famílias dos assentamentos que tão bem nos acolheram.

Agradeço aos docentes e funcionários do Departamento de Epidemiologia que contribuíram para a minha formação e aos membros dos Laboratório de Entomologia em Saúde Pública da FSP-USP, pelo apoio técnico-científico. Aos amigos de laboratório Bruna, Caio, Denise, Ivy, Sandra e Tatiane. Ao Biólogo Aristides Fernandes pelo apoio nas identificações taxonômicas.

Aos meus pais, minha família, minha sobrinha Sophia, meu companheiro Junior, querido amigo Carlos e tantos amigos e amigas, pelo apoio e incentivo. Agradeço a Deus pelo milagre da vida.

“E o anofelino é o passarinho que canta mais bonito, na terra bonita onde mora a maleita.”

(João Guimarães Rosa, Sagarana, 1968)

RESUMO

Chaves LSM. Sistema ecológico da malária [Tese de Doutorado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2018.

As alterações das paisagens promovidas pelo homem, em razão das atividades relacionadas ao uso e ocupação do solo, representam um desafio para as atividades de controle da malária na Amazônia brasileira. Desse modo, buscou-se avaliar o sistema ecológico da malária através da construção de três eixos: desmatamento, uso do solo e diversidade de Culicidae. Esses eixos tiveram a paisagem como centro de conexão, modulados por fatores de pressão (hospedeiro humano), de risco (o vetor) e de causa (o agente infeccioso). A transmissão de patógenos, incluindo espécies de *Plasmodium*, ocorre na intersecção entre os nichos do hospedeiro humano, dos vetores e dos parasitos, em ambiente que permite a interconexão dos mesmos. Nesse sentido, verificou-se que cada quilômetro quadrado de área impactada pelo desmatamento, entre 2009-2015, produziu 27 novos casos de malária ($r^2 = 0,78$; $F_{1,10} = 35,81$; $P < 0,001$) na Amazônia Legal brasileira, com uma correlação positiva altamente significativa entre o número de áreas de florestas impactadas com menos de 5 km² e a incidência da doença. Em virtude das relações indiretas com o desmatamento, foi possível verificar que o aumento da produção de soja, madeira, gado e óleo de palma no mundo apresentou alta correlação positiva significativa com a incidência de malária em países tropicais. No cenário brasileiro, a abundância de *Nyssorhynchus darlingi* respondeu positivamente à perda da cobertura florestal de áreas endêmicas de malária. Ao contrário, a diversidade de Culicidae diminuiu, deixando os vetores como espécies dominantes, favorecendo a taxa de picada e a capacidade de transmissão do *Plasmodium*. Desse modo, foi possível concluir que a incidência da doença, em áreas rurais, está fortemente associada aos padrões de uso e ocupação do solo. A estrutura da paisagem pode ser indicador de risco para a doença, em virtude das dinâmicas ecológicas do *Ny. darlingi*.

Palavras-chave: Malária, Culicidae, *Nyssorhynchus darlingi*, Ecologia da paisagem, Uso e ocupação do solo, Comércio global.

ABSTRACT

Chaves LSM. Ecological system of malaria [Doctoral Thesis]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2018. Portuguese.

Changes in the landscapes caused by humans, due to the activities related to the use and occupation of the soil, represent a challenge for malaria control activities in the Brazilian Amazon. Therefore, we evaluated the ecological system of malaria in relation to the construction of three drivers: deforestation, land use and Culicidae diversity. These drivers had in common the landscape, modulated by factors of pressure (human host), risk (the vector) and necessary cause (the infectious agent). The transmission of pathogens, including species of *Plasmodium*, occurs at the intersection among niches of the human host, the vectors and the parasites, in an environment that allows the interconnection of these organisms. The data analyzed herein verified that every square kilometer of area impacted by deforestation between 2009-2015 produced 27 new cases of malaria ($r^2 = 0.78$, $F_{1,10} = 35.81$, $P < 0.001$) in the Brazilian Legal Amazon, with a highly significant positive correlation between the number of forest areas with impacted less than 5 km² and the incidence of the disease. Due to the indirect relationship with deforestation, it was possible to verify that the increase in the production of soybean, wood, cattle and palm oil worldwide showed a significant positive correlation with the incidence of malaria in tropical countries. In the Brazilian scenario, the abundance of *Nyssorhynchus darlingi* responded positively to the loss of forest cover of endemic areas of malaria. In opposite, the Culicidae diversity decreased, leaving vectors as dominant species, favoring the biting rate and the capacity to *Plasmodium* transmission. Thus, it was possible to conclude that the incidence of the disease in rural areas is strongly associated with the patterns of land use and occupation. The structure of the landscape can be an indicator of risk for the disease, due to the ecological dynamics of the *Ny. darlingi*.

Key-words: Malaria, *Nyssorhynchus darlingi*, Culicidae diversity, Landscape ecology, Land use and land occupation, Global trade.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
1.1. Hipóteses	24
1.2. Eixo 1 – O desmatamento	27
1.3. Eixo 2 – Comércio global de produtos agrícolas e rede de relações internacionais: o uso econômico da terra e a malária	28
1.4. Eixo 3 – A paisagem como agente regulador da abundância e diversidade de Culicidae e proliferação de <i>Ny. darlingi</i>	29
2. OBJETIVO GERAL	30
2.1. Objetivos específicos	30
3. MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1. Área de estudo	32
3.2. Delineamento do estudo	34
3.3. Identificação taxonômica	37
3.4. Base de dados e análises estatísticas do Capítulo I - Eixo 1	37
3.5. Análises estatísticas e das interações comerciais internacionais de produtos agrícolas (Multi-Regional Input-Output - MRIO) do Capítulo II - Eixo 2	41
3.6. Análises estatísticas, parâmetros de diversidade e métricas da paisagem do Capítulo III - Eixo 3	45
4. RESULTADOS	48
4.2. Resultados do Capítulo I - Eixo 1	48
4.3. Resultados do Capítulo II - Eixo 2	55
4.4. Resultados do Capítulo III - Eixo 3	61
4.4.1. Culicídeos	61
4.4.2. Métricas da paisagem e diversidade de Culicidae	64
4.4.3. Estrutura da paisagem, diversidade de Culicidae e abundância de <i>Ny. darlingi</i>	73
5. DISCUSSÃO	78

6. CONCLUSÃO	83
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
ANEXOS	97
Anexo I - Localidades rurais selecionadas para captura de Culicídeos, período de coleta e respectivos valores do índice parasitário anual (IPA).	98
Anexo III - Abundance of impacted forest patches less than 5 km ² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil.	106
CURRÍCULO LATTES	107

Lista de Figuras

- Figura 1** - Sistema ecológico da malária. 26
- Figura 2** - Distribuição das localidades das capturas de Culicídeos em áreas rurais dos Estados do Amazonas, Acre, Rondônia e Pará, na Amazônia, Brasil, em 2015, 2016 e 2017. 33
- Figura 3** - Atividade de produção de carvão vegetal próxima às áreas de assentamento.
- Figura 4** - Categorias das paisagens de acordo com a cobertura florestal (CF) em área com 1.000 m de raio (3,1 km²) a partir dos pontos de coletas no peridomicílio, n = 79 unidades amostrais (paisagens). 35
- Figura 5** - Coleta de mosquitos adultos na margem da mata utilizando armadilha tipo Shannon. 36
- Figura 6** - Imagem de residência e área de peridomicílio em assentamento rural, onde realizou-se coleta de culicídeos adultos. 37
- Figura 7** - Mapa da área geográfica estudada. Em destaque: os Estados amazônicos brasileiros, polos de distribuição madeireira, áreas florestais impactadas (desmatamento e degradação florestal), conectividade entre regiões de exploração florestal e transporte, zonas comerciais de produção madeireira estabelecida e as novas fronteiras de exploração. 40
- Figura 8** - Imagem ilustrativa das métricas de paisagem, as manchas em cinza representam fragmentos florestais, margens em vermelho o perímetro da borda dos fragmentos, a circunferência em linha preta representa a área analisada e os espaços em branco as áreas de não floresta (pastagens, solo exposto, agricultura e outros). 46
- Figura 9** - Gráficos de box plot dos dados de desmatamento, degradação e impacto florestal entre 2009 e 2015, linhas e cruzetas em vermelho indicam as médias. 50
- Figura 10** - Gráfico de box plot da distribuição média mensal do número de casos de malária entre 2009 e 2015. 50
- Figura 11** - Distribuição mensal de casos de malária nos Estados amazônicos brasileiros, das áreas de desmatamento impactadas e das médias de chuvas trimestrais acumuladas de 2009 a 2015. 51

- Figura 12** - Porcentagem do número de polígonos de desmatamento (cinza escuro) e degradação (cinza claro) com áreas de menos de 5 km² (gráfico esquerdo) e superior a 5 km² (gráfico direito). 52
- Figura 13** - Mapa dos principais municípios com casos autóctones de malária (2009-2015), sua rede de ligações geopolíticas e sociais, dentro do bioma amazônico brasileiro. 53
- Figura 14** - Gráfico de dispersão entre o número total de casos de malária autóctone e o índice econômico (valor produzido (m³) / produção (m³) * 100) entre 2009 e 2015, nos estados amazônicos brasileiros. 54
- Figura 15** - Gráficos de dispersão das variáveis produção de soja (ha), madeira (ton), cabeça de gado e óleo de palma e sua correlação com incidência de malária em países tropicais endêmicos. Valores de r em vermelho se referem ao período entre 2000-2005, em negrito ao período 2006-2014 e em fonte normal ao período 2000-2014. 55
- Figura 16** - Variação do número de casos de malária, da regressão, cobertura das ações de intervenção para o controle da malária (MTI – mosquito tratado com inseticida; TCA – terapia combinada à base de Artemisinina) e projeção de risco (número de casos ajustados pelas análises de regressão). 56
- Figura 17** - Gráficos de dispersão da correlação entre casos de malária, ajustado pelas intervenções de controle (mosquiteiros tratados com inseticida e terapia combinada à base de Artemisinina), e produção de soja (ha), madeira (ton), rebanho bovino (cabeça de gado) e óleo de palma (ton) em países tropicais endêmicos. 57
- Figura 18** - Gráfico de barras mostrando a produção anual de soja (ha), madeira (ton), rebanho bovino (cabeça de gado) e óleo de palma, associado a incidência de malária ajustada pela cobertura das intervenções de controle (MTI – mosquito tratado com inseticida; TCA – terapia combinada à base de Artemisinina) e incidência sem ajuste, e a cobertura destas intervenções (representadas pelas linhas). 60
- Figura 19** - Mapa de fluxo das rotas comerciais internacionais de risco de malária incorporadas em *commodities* agrícolas brasileiras. Em destaque vermelho, o mapa do Brasil. 61

- Figura 20** - Curva de acumulação de espécies conforme a porcentagem de cobertura florestal das paisagens de áreas endêmicas de malária na Amazônia brasileira, considerando esforço amostral as 79 paisagens trabalhadas. 62
- Figura 21** - Frequência, distribuída em nuvem, do total das espécies/unidades taxonômicas coletadas. O tamanho das letras é proporcional a frequência de cada táxon. 63
- Figura 22** - Frequência distribuída em nuvem do total de espécies coletadas no peridomicílio e na margem da mata. O tamanho das palavras é proporcional à frequência de cada nome. 64
- Figura 23** - Gráficos do tipo box plot mostrando a distribuição das métricas de paisagem de acordo com as categorias de cobertura florestal (CF) das 79 paisagens trabalhadas. A cruzeta em vermelho representa a média da categoria. 65
- Figura 24** - Gráficos do tipo box plot mostrando a distribuição das abundâncias de Culicidae por categoria de cobertura florestal. Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$. A cruzeta em vermelho representa a média da categoria. 65
- Figura 25** - Diagrama de Venn das espécies de mosquitos (Diptera: Culicidae) coletadas conforme as categorias de cobertura florestal (CF). Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$. 66
- Figura 26** - Agrupamento das categorias de paisagem conforme os índices de similaridade de Jaccard e Sørensen. Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$. 67
- Figura 27** - Métricas das paisagens e rede de drenagem para as categorias de acordo com a densidade de borda ($m / ha \times 100$), com 500 m de raio ($0,8 km^2$), para o peridomicílio e margem da mata. 69
- Figura 28** - Correspondência canônica das comunidades de Culicidae coletados em áreas rurais endêmicas para malária na Amazônia brasileira. 70
- Figura 29** - Perfis de diversidade das categorias de densidade de borda DB1 ($0 - 1,5 m / ha \times 100$), DB2 ($1,5 - 2,0 m / ha \times 100$) e DB3 ($2,0 - 3,5 m / ha \times 100$), das coletas realizadas na margem da mata em áreas rurais endêmicas para malária na Amazônia brasileira. De acordo com a Série de Renyi: $\alpha = 0$, valor equivalente a riqueza de espécies; $\alpha = 1$, valor equivalente ao Índice de Shannon (base neperiana); $\alpha = 2$, valor equivalente ao Índice de Simpson; e, $\alpha = \inf$, valor

equivalente ao Índice de Berger-Parker. P: diferente estatisticamente (Tukey; P = 0,04). 71

Figura 30 - Frequência distribuída em nuvem dos táxons de Culicidae coletados na margem da mata (500 m de raio) de áreas endêmicas para malária na Amazônia brasileira. Onde, DB1: (0 – 1,5 m / ha x 100); DB2: (1,5 – 2,0 m / ha x 100); e, DB3: (2,0 – 3,5 m / ha x 100). O tamanho das palavras é proporcional a frequência de cada nome. 73

Figura 31 - Gráficos do tipo box plot das distribuições de *Ny. darlingi* coletados no peridomicílio em áreas rurais endêmica de malária na Amazônia brasileira, conforme a categoria de cobertura florestal (CF) e horário de coleta. 74

Figura 32 - Diagrama do modelo 1 das análises de regressão múltipla para as variáveis *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda e distância entre o ponto de coleta da margem da mata e a rede de drenagem. 75

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Categorias das paisagens de acordo com a densidade de borda (m / ha), considerando uma área com 500 m de raio do ponto de coleta (0,8 km²). 35

Tabela 2 - Número total de casos de malária; desmatamento, degradação florestal e áreas impactadas; e número de manchas alteradas nos Estados da Amazônia Legal entre 2009-2015. 48

Tabela 3 - Matriz da correlação entre a produção de *commodities* variáveis e o número de casos de malária. 58

Tabela 4 - Modelos de regressão linear simples e múltipla para as variáveis: casos de malária, *commodities* e desmatamento (porcentagem de perda de cobertura florestal). 59

Tabela 5 - Índices de similaridade Jaccard e Sørensen das comunidades de Culicidae coletadas por categorias de paisagem amostradas. 67

Tabela 6 - Parâmetros de diversidade das comunidades de Culicidae coletadas em áreas rurais endêmicas de malária na Amazônia brasileira. 68

Tabela 7 - Matriz de correlação das variáveis abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda, riqueza, índice de diversidade de Shannon, Simpson e Berger-Parker e distância entre o ponto de coleta e a rede de drenagem. 76

Tabela 8 - Modelos de regressão linear simples e múltipla para as variáveis abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda, riqueza, índice de Shannon, Simpson e Berger-Parker e distância entre o ponto de coleta (margem da mata) e a rede de drenagem, em áreas rurais endêmicas de malária na Amazônia brasileira.

1. INTRODUÇÃO

A paisagem como espaço de interações entre o homem e o ambiente tem sido amplamente estudada, seja nas questões relativas à conservação dos biomas, ao desenvolvimento socioeconômico ou ao seu impacto à saúde pública (TURNER, 2005; OSTFELD et al., 2005; WU, 2013; PRIST et al., 2016). As modificações estruturais e funcionais da paisagem, promovidas pelas atividades antrópicas, representam um desafio às atividades de vigilância e controle da malária na Amazônia brasileira. Elas promovem a formação de mosaicos de habitats heterogêneos na matriz florestal, dificultando as ações de controle da doença. Essa relação tem sido debatida por diversos pesquisadores que estudam os efeitos da paisagem na incidência da malária (HAHN et al., 2014; LIMA et al., 2017; ANGELO et al., 2017; CHAVES et al., 2018).

A malária foi doença infecciosa com distribuição global. No entanto, ficou restrita às áreas das regiões tropicais e subtropicais do mundo após a intensificação do controle, na segunda metade da década de 1940 (HAY et al., 2004). A doença é causada por uma das 6 espécies de *Plasmodium* Marchiafava & Celli, sendo elas, *P. vivax* Grassi & Feletti, *P. falciparum* Welch, *P. malariae* (Grassi & Feletti), *P. ovale* Stephens, *P. knowlesi* Sinton & Mulligan e *P. simium* Fonseca (AHMED & COX-SINGH, 2015; BRASIL et al., 2017). Para que aconteça a transmissão de uma pessoa infectada para outra suscetível é necessário que o *Plasmodium* (protozoário comumente chamado de parasita da malária) se reproduza em um mosquito vetor e dê origem às formas infectantes para o homem, denominadas esporozoítas. A principal espécie de mosquito vetor na Amazônia é *Nyssorhynchus darlingi* (Root) (GALARDO et al., 2007; BARROS et al., 2011; VALLE & LIMA, 2014). Cabe ressaltar que FOSTER et al. (2017) elevaram os subgêneros pertencentes à subfamília Anophelinae para categoria de gênero. Desse modo, fundamentado nas análises filogenéticas realizadas pelos autores, *Anopheles* (*Nyssorhynchus*) *darlingi* Root, exceto nas referências, é aqui referida como *Nyssorhynchus darlingi* (Root).

As fêmeas dessa espécie, ao se alimentarem de sangue humano, desempenham o principal papel na epidemiologia da malária na Amazônia. Elas necessitam de sangue para que ocorra o desenvolvimento dos ovariolos e a subsequente maturação dos ovos.

Os ovos são depositados em coleções hídricas parcialmente sombreadas por cobertura vegetal. Entre os habitats das fases iniciais do desenvolvimento, incluem-se pequenos riachos ou igarapés, geralmente localizados na borda da mata. Esses locais servirão de habitat larval ideal para o seu desenvolvimento até a forma adulta (HIWAT & BRETAS 2011; BARROS et al. 2015).

Nyssorhynchus darlingi é incriminado por transmitir *Plasmodium vivax* e *Plasmodium falciparum* (KLEIN et al., 1991; HIWAT & BRETAS, 2011) na Amazônia, especialmente em áreas que estão em processos de alteração do ecossistema natural. Esses processos envolvem variáveis mensuráveis da ecologia de paisagens, como por exemplo o tamanho do fragmento florestal (composição da paisagem) e a densidade de borda (configuração).

Estas métricas podem indicar o aumento ou a diminuição da distância entre o habitat larval e a margem da mata (habitat ideal para a oviposição das fêmeas). Desse modo, a estrutura da paisagem atua nas características microclimáticas e ambientais, alterando a incidência solar e outros fatores como temperatura, umidade relativa do ar e pH da água, modulando a diversidade de Culicídeos e favorecendo a proliferação e manutenção de *Ny. darlingi* (YASUOKA et al., 2007; GIL et al., 2015). Nesse sentido, uma paisagem heterogênea com elevada fragmentação da floresta natural, abundância de coleções hídricas no solo, somados os fatores humanos relacionados a ocupação do solo, a disponibilidade de suscetíveis e movimentação humana, tem a malária como ameaça persistente à saúde pública (LAPOLA et al., 2010; CEDERBERG et al., 2011; AHMED & COX-SINGH, 2015).

A malária é a doença parasitária intermediada por vetores com a maior prevalência nas Américas Central e do Sul (SINKA et al., 2010). Segundo a Organização Mundial de Saúde, o Brasil detém o segundo maior valor de incidência de malária entre os países com transmissão endêmica na América Latina (WHO, 2017). No ano 2017 foram notificados mais de 193 mil casos de malária autóctones na Região Amazônica (SIVEP, 2018 Ministério da Saúde – disponível em: <http://portalsaude.saude.gov.br/>). A presença da malária em assentamentos de fronteiras agrícolas na Amazônia foi investigada por SAWYER (1986), formando o conceito de malária de fronteira.

SAWYER (1986, 1988), SAWYER & SAWYER (1992), SINGER & CASTRO (2001), CASTRO et al. (2006) e CASTRO & SINGER (2011) associam o conceito ao processo que inclui atividades que expandem as fronteiras de ocupação humana sobre os ecossistemas naturais, sendo elas: agricultura, pecuária, extração mineral, lenha entre outras. Nesse sentido, o risco de adquirir malária em uma área de assentamento agrícola em Machadinho D'Oeste (Rondônia, Brasil), por exemplo, foi caracterizado por dois grandes grupos determinantes: ambientais e comportamentais/econômicos. Dentro dos determinantes ambientais, os autores citam três condições que podem refletir o grau de exposição ou a ausência dela, representada pela presença de *Ny. darlingi*, tais como: 1) características da habitação humana, 2) proximidade das habitações dos habitats larvais e 3) cobertura florestal (CASTRO et al., 2006).

Os autores ressaltam ainda a importância dos determinantes comportamentais/econômicos, que consideram o nível educacional das comunidades humanas, histórico de migração prévia e situação econômica. Desse modo, distúrbios ambientais associados à maior abundância de vetores e a transformação de áreas florestadas, para exploração de madeira ou lenha e posterior uso agrícola, com o estabelecimento de comunidades humanas em situações precárias de subsistência, atuariam como os principais fatores de risco de malária nestas localidades (CASTRO et al. 2006; HIWAT & BRETAS, 2011).

Atualmente, o controle da malária é realizado através de testes rápidos de diagnóstico, mosquiteiros impregnados com inseticida e tratamento continuado dos casos (GRIFFIN et al., 2010; WHITE et al., 2011). Essas medidas têm sido efetivas e contribuído para o declínio dos casos nos últimos 10 anos, porém, o impacto das alterações antrópicas na paisagem natural é constante e intenso, ameaçando a sustentabilidade das ações de controle no longo prazo (BAIRD, 2017), fato evidenciado pelo aumento dos casos de malária registrados nos últimos 2 anos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018), onde questões relacionadas a descontinuidade dos programas de controle, somadas ao constante avanço do desmatamento e consequente perturbação ambiental, representam elementos fundamentais para esse aumento. Para melhor entender as dinâmicas que dificultam o controle da doença na região é necessário considerar os contextos ambientais, sociais, de saúde e econômico das comunidades humanas que habitam as

áreas com transmissão ativa de malária na Amazônia. As ocupações humanas na Amazônia brasileira seguem padrão orientado pela política nacional de reforma agrária e pela expansão das fronteiras agrícolas, em regra, dirigidas ou indiretamente induzidas pelo agronegócio.

O Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra) é o órgão governamental brasileiro responsável pela Política Nacional de Reforma Agrária, e atua no âmbito de atender as demandas da sociedade e dos movimentos sociais ligados ao campo. Atualmente existem 499 projetos de assentamentos no Brasil, onde vivem 121.576 mil famílias, cobrindo aproximadamente um território de 50 milhões de hectares (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO, 2012). Além da questão social, a matriz econômica brasileira é sustentada predominantemente pela agropecuária e depende da exportação de *commodities* (UNCTAD, 2015). Ou seja, o crescimento econômico no país avança, grande parte, em função de novas fronteiras para a produção dessas *commodities* ou produtos agrícolas, e encontra a floresta Amazônica na linha de frente deste avanço.

Segundo dados do Boletim do Desmatamento da Amazônia Legal (IMAZON, 2018), no mês de janeiro de 2018 houve aumento de aproximadamente 60% (70 km²) do desmatamento em comparação a janeiro de 2017 (44 km²). No referido mês, em 2018, 63% do desmatamento ocorreu em áreas privadas ou sob diversos estágios de posse, 33% foi registrado em assentamentos de reforma agrária (23 ha), 3% em terras indígenas e 1% em unidades de conservação. No mesmo período, o avanço do desmatamento foi acompanhado de um aumento de 51% dos casos de malária (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018), evidenciando assim os assentamentos rurais como segunda categoria com maior área desmatada do bioma amazônico e o relevante papel das alterações ambientais no aumento da incidência da doença na região.

No Brasil o desmatamento é considerado, muitas vezes, um investimento necessário para se atribuir produtividade à terra e assim justificar a função social do uso do solo. Apresenta-se como uma atividade necessária, inclusive, para que a terra possa aferir valor de mercado (FERNANDES & REYDON, 2014), tornando-se elemento importante também na questão fundiária e reforma agrária. Quase sem necessidade de recursos, a agricultura itinerante e rudimentar passa a ser predominante nestas localidades,

tornando-se a principal forma de apropriação territorial (SILVA, 2008). Em muitos casos, essas características sentenciam a ocupação a uma situação de pobreza e em detrimento dessa situação, por aglutinação de lotes, os espaços territoriais tomam a configuração de grandes latifúndios (SOARES & ESPINDOLA, 2008).

Além do eixo de desmatamento, representado pela produção agropecuária extensiva de soja e gado (KIRBY et al., 2006), a produção madeireira na Amazônia também é um fator relevante, caracterizado pela ilegalidade e pela precarização da mão-de-obra (CPT, 2016). Desse modo, a Floresta Amazônica tem sido reduzida a pretexto de acomodar um excedente populacional gerado pela desestruturação da agricultura familiar, sem uma efetiva reforma agrária nas áreas já ocupadas (SANT'ANNA, 2012). A contínua remoção e consequente fragmentação da floresta natural modifica a paisagem, provocando alterações ecológicas (AFRANE et al. 2005), microclimáticas e bióticas que favorecem espécies oportunistas e habitats generalistas, como observado por PARDINI et al. (2010) para pequenos mamíferos. Cabe destacar que a floresta amazônica está inserida em um contexto peculiar às regiões tropicais, pois abriga a maior diversidade de agentes infecciosos veiculados por insetos (GUERNIER et al., 2004), resultado de uma elevada diversidade de vetores (LAFFERTY, 2009). Essa relação está também associada à diversidade dos agentes infecciosos e de hospedeiros (HECHINGS & LAFFERTY, 2005).

A elevada diversidade de mosquitos nas florestas tropicais (SCHAFER & LUNDSTROM, 2001) pode contribuir para o risco local e regional de doenças infecciosas, favorecendo o nicho de intersecção entre os vetores, patógenos e hospedeiro humano. Soma-se a isso o fato de que a elevada biodiversidade do bioma amazônico (LAURANCE et al., 2001) facilita as interações entre vertebrados e invertebrados sujeitos a promover ciclos enzoóticos e epidêmicos de doenças. As ocupações humanas das áreas do bioma amazônico alteram a paisagem devido ao uso econômico da terra, que passam a servir de fonte para subsistência, tornando as ações de controle da malária um desafio em função das mudanças ecológicas, destacando-se a proliferação dos anofelinos. CONN et al. (2002) evidenciaram esse tipo de situação ao observarem a substituição de *Ny. darlingi* por *Ny. marajoara* como vetor primário de

plasmódios humanos em Macapá, Amapá, em consequência dos padrões de ocupação do solo para pastagens.

O avanço de áreas desmatadas é intensificado com o aumento da presença humana, proximidade com os centros urbanos, e, principalmente em áreas adjacentes às rodovias, e tem sido objeto de vários estudos e modelos. FEARNSIDE & LAURANCE (2002) identificaram perdas de floresta de 30%, 20%, 15%, 10% e 6%, aproximadamente, para distâncias de 10, 25, 50, 75 e 100 km ao longo de rodovias asfaltadas. A substituição de áreas florestadas por ambientes de vegetação herbáceo-arbustiva ou a fragmentação das florestas, transformadas em um mosaico de manchas entremeadas por campos e lavouras, cria paisagens que podem favorecer a proliferação de vetores, elevando os índices parasitários em áreas com casos de malária. Os altos valores de Índice Parasitário Anual (IPA) em assentamentos rurais onde a paisagem sofra menos com as intensas alterações ambientais para o estabelecimento da comunidade, podem também indicar que *Ny. darlingi* consiga se estabelecer devido sua elevada plasticidade ecológica, mantendo-se mais abundante em tais locais, possivelmente em decorrência dos padrões de ocupação do espaço geográfico (DA SILVA et al. 2010).

Mudanças de comportamento alimentar também podem distanciar o anofelino vetor de seus hospedeiros humanos, sugerindo a ocorrência de evolução comportamental, observado em *An. gambiae*, afetando positiva ou negativamente a participação da espécie na dinâmica de transmissão de plasmódios (LEFÈVRE et al., 2009). Fato semelhante pode ocorrer com outras espécies de anofelinos no ambiente amazônico. Alterações no habitat local podem realocar espécies do extradomicílio para o peridomicílio, fazendo com que uma espécie percole pela nova paisagem e ocupe novos nichos, podendo assumir o papel de vetor primário.

Vale ressaltar os fatores pressão e seleção sofridos pelas espécies que, no caso dos mosquitos, vêm demonstrando rápida resposta adaptativa às mudanças microclimáticas do ambiente pelas suas proles, fenômeno também conhecido como plasticidade ecológica. A variação positiva da temperatura é uma das primeiras alterações percebidas por esses mosquitos, indicando ser uma variável extremamente importante também no que se refere a epidemiologia da malária. FORATTINI & MASSAD (1998) registraram o aumento de adultos de anofelinos em função da temperatura nas taxas de ciclos de

vida dos mosquitos e indicaram que a diminuição do tempo de desenvolvimento larval de *Anopheles* foi relacionado ao aumento do risco de malária em razão do aumento da taxa de picadas. O aumento da taxa de picada aumenta a capacidade vetora desses mosquitos, e por consequência aumenta o risco de malária de maneira significativa (AFRANE et al. 2008; PARDINI et al. 2010; AUSTIN, 2013). A capacidade vetorial se apresenta como um fator chave nessa questão, pois a transmissão de arbovírus, bactérias e protozoários está associada a fatores como densidade populacional da espécie competente, ao comportamento hematofágico das fêmeas, ao tempo de incubação intrínseco e extrínseco do patógeno, tempo do ciclo gonotrófico e da taxa de sobrevivência do vetor.

É relevante destacar que outras espécies de Anophelinae foram também incriminadas como vetores principais de plasmódios na Amazônia, são elas: *Ny. albitarsis* Lynch-Arribáizaga, *Ny. aquasalis* Curry e *Ny. marajoara* Galvão & Damasceno. No entanto, espécies consideradas secundárias podem estar envolvidas nas dinâmicas de transmissão, atuando como vetores primários em determinadas condições ecológicas. Dentre elas podemos citar *Ny. braziliensis* (Chagas), *Ny. oswaldoi* (Peryassú), *Ny. galvaoi* Causey, Deane & Deane, *Ny. evansae* (Brethès), *Ny. ininii* Senevet & Abonnenc, *Ny. rangeli* Gabaldón, Cova-Garcia & Lopez, *Ny. nuneztovari* Gabaldón, *An. strodei* Root, *An. rondoni* (Neiva & Pinto), *Ny. benarrochi* Gabaldon, Cova-Garcia & Lopez e *Ny. triannulatus* (Neiva & Pinto), todas com ocorrência no bioma amazônico (FARAN & LINTHICUM, 1981; CONSOLI & OLIVEIRA, 1994; FLORES-MENDOZA et al., 2004; SINKA et al., 2010).

A definição de um vetor primário ou secundário na transmissão de agentes patogênicos está relacionada a diversos fatores tais como: número médio de indivíduos do vetor por hospedeiro, atratividade por determinado tipo de sangue e média diária de picadas infectantes por indivíduo (OLIVEIRA, 2005). O papel do vetor principal pode estar diretamente relacionado com o sucesso reprodutivo de determinada espécie com o aumento de densidade, facilitado por sua rápida exploração de novos ambientes em virtude das alterações no ecossistema, em função do desmatamento, ocasionando os chamados surtos de malária de fronteira. A resposta para a permanência ou alternância de um vetor e seu papel principal ou secundário na dinâmica da malária pode estar na

sua ampla plasticidade ecológica ou, ainda, dentro de como é formada a diversidade de Culicidae nessas áreas.

Estudos anteriores investigaram aspectos da plasticidade ecológica, comportamental e as características da história de vida de espécies de Anophelinae, inferindo que esses atributos podem explicar o papel dominante de *Ny. darlingi* (CASTRO et al., 2006). Autores já apontaram que *Ny. darlingi* possui uma ampla plasticidade ecológica, o que explica seu sucesso na colonização de diversificados ambientes (CONSOLI & OLIVEIRA 1994) e está ligada à sua capacidade de utilizar uma ampla variedade de coleções hídricas para o desenvolvimento de suas formas imaturas. Os habitats ocupados pelas fases imaturas desses anofelinos podem variar de tamanho e profundidade, sendo representados por pequenas valas, poças e impressões de pneus, como também grandes tanques formados por águas profundas, de baixa turbidez, ensolaradas ou parcialmente sombreados (FORATTINI, 2002).

Além dos fatores intrínsecos ao comportamento do vetor, a diversidade de espécies de culicídeos e as suas dinâmicas populacionais podem regular as populações de uma determinada espécie transmissora. As alterações ambientais locais podem provocar interações positivas ou negativas de competição por habitat larval, por repasto sanguíneo e ainda deslocar espécies menos generalistas e mais sensíveis a essas mudanças para outros nichos ecológicos. Desse modo, a ocorrência de determinada espécie em detrimento de outra pode estar associada ao grau de degradação do ambiente estudado (DORVILLÉ, 1996), o que implica em risco caso essa espécie seja aquela responsável pela transmissão de patógenos, como os causadores da malária.

A incidência da malária é amplamente variável no espaço geográfico e no tempo (SANTOS et al. 2010, LEFEVRE et al. 2009). Nesse contexto, tanto o vetor primário (FORATTINI, 2002; HASAN et al. 2009) quanto os hot spots de malária (ROZENDAAL, 1989) estão agregados às paisagens. Aumentos na incidência da malária em assentamentos agrícolas foram associados a maior diversidade de locais de reprodução do inseto (HIWAT & BRETAS, 2011), às mudanças no habitat natural e social (GALARDO et al. 2007), ao aumento do desmatamento (PARDINI et al. 2010), e à elevação dos valores das taxas de sobrevivência do vetor *Ny. darlingi* (BARROS et al. 2011).

Diante destas evidências, ressalta-se a relevância do tema para a saúde pública no combate à malária. Com a segunda maior incidência da América Latina (WHO, 2017), 99% dos casos de malária no Brasil estão localizados na região Amazônica (PINA-COSTA et al., 2014). A ausência de tratamentos médicos eficazes (GUPTA & RUTLEDGE, 1994; WHO, 2017) e de uma vacina segura para malária (TONGREN et al., 2004) faz com que o controle das populações dos mosquitos vetores seja uma medida capaz de limitar a transmissão de patógenos nessas áreas. Os mosquitos presentes na Região Amazônica brasileira, além do incômodo que causa às comunidades e do problema da malária, podem também participar da transmissão de outros patógenos que causam doenças no homem. Algumas delas conhecidas, como a febre amarela (ARNELL, 1973), e outras ainda desconhecidas, considerando a extensão territorial da floresta somada à parcela de sua biodiversidade ainda não estudada.

A investigação sobre a fauna Culicidae em localidades rurais se apresenta como ferramenta para auxiliar na compreensão do comportamento dos vetores primários e secundários. Uma vez que, a análise dos dados de abundância relativa, os índices de diversidade, valores de riqueza e inferências ecológicas de sobreposição de nicho e de atividade hematofágica, permitem avaliar quais espécies e de que forma elas estão respondendo às alterações ecológicas ambientais. Nesse contexto, o presente estudo se propôs a fornecer subsídios técnico-científicos para a construção de práticas mais eficazes de vigilância e controle da malária na Região Amazônica.

1.1. Hipóteses

O desenvolvimento do presente estudo seguiu arcabouço teórico (epidemiologia de paisagens, malária de fronteira e diagramas causais) onde se buscou testar hipóteses relativas à ecologia da malária, que são apresentadas em três capítulos de acordo com três eixos:

Eixo 1) a perda de cobertura de floresta natural decorrente de atividades de desmatamento está positivamente correlacionada com a incidência de malária;

Eixo 2) as relações consumo e o comércio internacional de produtos agrícolas estão associados com a manutenção ou aumento da incidência de malária em países endêmicos;

Eixo 3) a diversidade de Culicidae está associada com as perdas de cobertura de florestas naturais que são impulsionadas pelo comércio internacional de produtos agrícolas.

Desse modo, buscou-se construir uma cadeia de interrelações capaz de dimensionar o impacto das alterações da paisagem na ecologia da malária na Amazônia brasileira. Os eixos 1 e 2 atuaram como indicadores das alterações da paisagem uma vez que, nas duas pontas, o desmatamento e o uso econômico da terra são os mecanismos capazes de formar as condições socioambientais necessárias para o avanço, ou manutenção, dos casos de malária. Nesse sentido, o eixo 3 funcionou como o indicador mais local das premissas dos dois primeiros eixos, o desmatamento e o comércio internacional de produtos agrícolas.

No eixo 3 se verificou como as comunidades de Culicidae respondem às alterações da paisagem promovidas pelos eixos 1 e 2, com destaque à proliferação de *Ny. darlingi*. Nesse item as métricas de paisagem e os parâmetros de diversidade biológica auxiliaram na construção das respostas às hipóteses aqui levantadas. A Figura 1 apresenta as interrelações dos eixos propostos, onde as setas em azul indicam fator de pressão, em vermelho de risco e em amarelo causal necessário.

Figura 1 - Sistema ecológico da malária.

Desse modo, pressupõe-se que a paisagem é fator de regulação da diversidade de Culicidae e esta, por sua vez, é o repositório de espécies primárias e secundárias envolvidas na transmissão de *Plasmodium*.

A linha com seta dupla em vermelho (Figura 1) demonstra a possível alternância entre um vetor primário e outro secundário. Nesse sentido, a paisagem pode regular as populações de culicídeos no que concerne a capacidade de dispersão, a plasticidade ecológica, duração do ciclo de vida, exigências de habitat e interações com outras espécies (tanto de mosquitos quanto de vertebrados). Diante destas considerações foram definidas as hipóteses gerais do estudo:

H0 – A estrutura da paisagem não aumenta transmissão da malária na Região Amazônica brasileira;

H1 – A estrutura da paisagem aumenta a transmissão da malária na Região Amazônica brasileira.

1.2. Eixo 1 – O desmatamento

O desmatamento e as mudanças no uso e ocupação do solo são frequentemente associados com a emergência de habitats larvais propícios ao principal vetor de plasmódios na Amazônia, o *Ny. darlingi*. No entanto, a relação entre o desmatamento e a malária na Amazônia é controversa. Alguns estudos propõem que o desmatamento pode diminuir a incidência de malária (SAWYER, 1986; VALLE & CLARK, 2013) e outros que o risco de transmissão de *Plasmodium* é aumentado pelo desmatamento (SAWYER et al., 1988; OLSON et al., 2010; TERRAZAS et al., 2015).

Recentemente, uma extensa revisão sobre o tema não encontrou provas contundentes de relação direta e consistente entre desmatamento e incidência de malária (LIMA et al., 2017). Porém, os resultados da literatura pesquisada mostraram que contextos, questões/hipóteses específicas e metodologias divergiram entre os estudos, influenciando fortemente os resultados. Nessa linha de investigação, KWEKA et al. (2016) evidenciaram que a alteração da cobertura do solo foi fator relevante para o aumento da abundância de mosquitos no Quênia, África, aumentando o risco de malária.

Desse modo, embora existam evidências sobre a associação entre desmatamento e incidência de malária (VITTOR et al., 2006; BAUCH et al., 2015), há uma lacuna de estudos abordando a questão por métodos e análises capazes de demonstrar e dimensionar o impacto do tamanho das áreas desmatadas e da exploração comercial dos produtos florestais na incidência da doença. Dentro desse contexto, a hipótese levantada neste capítulo é a de que esses são fatores com relevante influência na transmissão de *Plasmodium* e é assim apresentada:

H0 – O desmatamento não representa fator de risco de aumento da malária na Região Amazônica brasileira;

H1 – O desmatamento representa fator de risco de aumento da malária na Região Amazônica brasileira.

1.3. Eixo 2 – Comércio global de produtos agrícolas e rede de relações internacionais: o uso econômico da terra e a malária

O desmatamento em biomas de florestas tropicais, como a Amazônia, a Bacia do Congo e o Grande Mekong, é acelerado pela exploração econômica em larga escala de produtos primários como madeira e secundários, em virtude do uso econômico da terra, como para produção de soja, carne bovina e óleo de palma (HENDERS et al., 2015). No Brasil, por exemplo, a expansão da pecuária para a produção de carne bovina é uma das principais causas de desmatamento na Amazônia (CEDERBERG et al., 2011), onde ocorrem 99% dos casos de malária (PINA COSTA et al., 2014). A demanda por bens de consumo em países desenvolvidos e a subsequente produção de *commodities* agrícolas promovem mudanças radicais nas paisagens naturais, o que aumenta o risco de malária nas comunidades locais dos países tropicais. As comunidades mais vulneráveis são aquelas expostas aos mosquitos vetores e, ao mesmo tempo, atuam na transformação da paisagem para permitir a produção das *commodities* para o comércio internacional.

Espera-se fornecer novas evidências a respeito da interface entre o comércio internacional e a necessidade de fortalecer uma abordagem interdisciplinar, incluindo uma forte consciência sobre mudanças ambientais no combate à doença. Assim, iniciativas eficazes também devem se concentrar em regular a demanda por *commodities* implicadas na incidência da malária e comercializadas internacionalmente, como madeira, soja, carne bovina e óleo de palma. Já existem medidas semelhantes para mitigar ameaças à biodiversidade (LENZEN et al., 2012), trabalho infantil (GOH et al., 2016) e desigualdades globais (LENZO et al., 2017; GALAZ et al. 2018).

Nesse capítulo, apresenta-se a hipótese de que uma rede global de cadeias de suprimentos mantém a exploração de recursos dos ambientes naturais, aumentando a incidência de malária. A hipótese é apresentada da seguinte forma:

H0 – O consumo e o comércio global de *commodities* agrícolas não impulsionam a incidência de malária;

H1 – O consumo e o comércio global de *commodities* agrícolas impulsionam a incidência de malária.

1.4. Eixo 3 – A paisagem como agente regulador da abundância e diversidade de Culicidae e proliferação de *Ny. darlingi*

A principal consequência da perda de cobertura florestal é a fragmentação de habitats em virtude das áreas de corte raso da vegetação, formando bolsões de remanescentes florestais. É uma das principais causas dos efeitos negativos da fragmentação são os efeitos de borda (maior incidência de luz, ventos e variações microclimáticas). Paisagens com mais fragmentação de habitat contêm mais densidade de borda para uma determinada quantidade de habitat. Vários autores estudaram esta questão e descobriram que algumas espécies apresentam respostas positivas para o efeito de borda (KREMSATER & BUNNELL 1999, CARLSON & HARTMAN 2001, LAURANCE et al. 2001), principalmente àquelas com ampla plasticidade ecológica pois acabam ocupando novos nichos onde as espécies com menor tolerância aos efeitos de borda não conseguem se manter.

É provável que os efeitos de borda tenham impactos mais amplos do que os que são observados, mesmo para organismos de pequeno porte como os insetos (FAHRIG, 2003; EWERS & DIDHAM, 2008). Estudos relataram a importância dos efeitos de borda para mosquitos na escala mais fina, impactando a distribuição de muitas espécies (BIDLINGMAYER & HEM, 1981; LOTHROP & REISEN, 2001; RIES et al., 2004). Os mosquitos adultos têm necessidades de recursos semelhantes (independente da

espécie), como sangue, néctar e locais para oviposição, e esses três recursos podem impulsionar os padrões observados na abundância de mosquitos em busca de hospedeiros (REISKIND et al., 2017), dificultando as ações de controle da malária.

As atuais medidas de controle da malária (teste rápido de diagnóstico, distribuição e uso de mosquiteiros impregnados com inseticida e o tratamento medicinal) têm se mostrado eficazes (CIBULSKIS et al., 2016). No entanto, o impacto das atividades antrópicas em ambientes florestais naturais é intenso e contínuo, e o movimento de pessoas e bens está aumentando, o que ameaça a sustentabilidade dessas intervenções (BAIRD, 2017). Desse modo, o dimensionamento do impacto das mudanças humanas sobre a paisagem, através das métricas ecológicas de diversidade de mosquitos deve ser avaliada dentro do contexto da falta ou descontinuidade das ações de controle.

Para verificar como a dinâmica das espécies de Culicidae se comporta diante das alterações da paisagem, foram utilizadas métricas da paisagem como a composição (cobertura florestal) e configuração (densidade de borda), e parâmetros da diversidade de espécies. A hipótese deste capítulo é apresentada da seguinte forma:

H0 – A estrutura e a configuração da paisagem não alteram a composição da diversidade de Culicidae, em comunidades rurais da Amazônia brasileira.

H1 – A estrutura e a configuração da paisagem alteram a composição da diversidade de Culicidae, em comunidades rurais da Amazônia brasileira.

2. OBJETIVO GERAL

Construir rede de interligações capaz de dimensionar o impacto da estrutura da paisagem no sistema ecológico da malária.

2.1. Objetivos específicos

- a) Mensurar o impacto do desmatamento na incidência de malária;
- b) Verificar a correlação temporal e espacial da malária e do desmatamento;
- c) Verificar a associação entre extração seletiva de madeira, produção de carvão e malária;
- d) Verificar a correlação das chuvas e o número de casos de malária, desmatamento e floresta degradada;
- e) Verificar as interrelações entre as cidades da Amazônia, através da cadeia de serviços sociais (suprimentos, transporte, comércio e demandas por serviço público) da Região de Influência das Cidades (Regic-IBGE) e a incidência da malária entre os municípios com maior número de casos;
- f) Correlacionar os fatores econômicos indutores de alteração da paisagem e seu impacto na incidência de malária;
- g) Demonstrar como uma rede global de cadeias de suprimento contribui para a exploração de recursos de ambientes naturais, aumentando a incidência de malária;
- h) Medir o papel dos países que enfrentam riscos significativos de malária associados ao comércio internacional e ao consumo global de produtos que aumentam o risco de malária;
- i) Comparar a diversidade de culicídeos nas paisagens amostradas;
- j) Caracterizar os grupos taxonômicos de culicídeos com as métricas de paisagem;
- k) Verificar as métricas de paisagem como agente regulador da diversidade de Culicidae e proliferação de *Ny. darlingi*.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo contou com linha de fomento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Processos No. 2014/26229-7 e No. 2014/26855-5) e do projeto “Genômica de paisagens em gradientes latitudinais e ecologia de *Anopheles darlingi*”, que tem o apoio financeiro do National Institute of Health, USA, grant R01 AI110112.

As informações epidemiológicas do número de casos de malária e valor do índice parasitário anual (IPA) foram levantadas junto às Secretarias Municipais e Estaduais de Saúde (SIVEP, DATASUS) mediante reunião prévia com apresentação da equipe e dos objetivos do estudo. As coletas de campo de Culicidae foram realizadas pelos próprios pesquisadores brasileiros.

3.1. Área de estudo

As coletas de campo foram conduzidas em treze localidades rurais na Amazônia brasileira e envolveram os Estados do Acre, Amazonas, Pará e Rondônia. Foram selecionadas localidades com elevados índices parasitários anuais (Anexo I). A Figura 2 mostra os pontos de coletas dos Culicídeos, realizadas durante a fase de campo do estudo. Algumas localidades muito próximas, como na Região do Vale do Juruá, extremo Oeste do Estado do Acre, estão sobrepostas.

Figura 2 - Distribuição das localidades das capturas de Culicídeos em áreas rurais dos Estados do Amazonas, Acre, Rondônia e Pará, na Amazônia, Brasil, em 2015, 2016 e 2017.

As localidades estudadas apresentaram características rurais, com presença de agricultura familiar de mandioca, milho, arroz e muitas vezes associada a pequenas criações de aves, porcos e gado. Foi perceptível também, durante o reconhecimento de campo, atividades de exploração de madeira, incidência da prática de fogo, atividades de produção de carvão (Figura 3) e lenha no entorno destas comunidades. As famílias apresentavam evidente vulnerabilidade social e econômica, vivendo em domicílios precários, sem saneamento básico e incapaz de proteger os moradores das atividades de hematofagia do vetor. Esta situação claramente aumenta os riscos, não só para a malária, mas também para outras doenças infecciosas e problemas socioeconômicos.

Figura 3 - Atividade de produção de carvão vegetal próxima às áreas de assentamento.

3.2. Delineamento do estudo

Adotou-se delineamento de base ecológica que comparou níveis da cobertura florestal (variáveis categóricas) em função da abundância e riqueza de mosquitos capturados. As coletas foram realizadas no ambiente do peridomicílio (a uma distância de aproximadamente dois metros da residência) e na margem da mata. O mesmo procedimento foi replicado em todas as localidades, onde os pontos de coletas ficaram afastados um do outro à uma distância de aproximadamente 2,25 km, somando uma área de 3,1 km² por unidade amostral (a paisagem), com um raio de 1.000 m a partir do ponto de coleta no peridomicílio. A Figura 4 e a Tabela 1 mostram a distribuição das unidades amostrais (pontos de coleta) pelas categorias de cobertura florestal e densidade de borda para as técnicas de atração por humano protegido (AHP) e Armadilha tipo Shannon, respectivamente, somando 79 unidades amostrais (paisagens).

Para efeitos das análises de paisagem, adotou-se área de 1.000 m de raio (3,1 km²) para as categorias de cobertura florestal, e de 500 m de raio para a densidade de borda em função da ecologia de Culicidae. Buscou-se assim entender as respostas de *Ny. darlingi* aos efeitos da densidade de borda, e também os efeitos da densidade de borda sobre

diversidade de mosquitos, em maior escala em função do ponto de coleta da margem da mata.

Figura 4 - Categorias das paisagens de acordo com a cobertura florestal (CF) em área com 1.000 m de raio (3,1 km²) a partir dos pontos de coletas no peridomicílio, n = 79 unidades amostrais (paisagens).

Tabela 1 - Categorias das paisagens de acordo com a densidade de borda (m / ha), considerando uma área com 500 m de raio do ponto de coleta (0,8 km²).

Densidade de borda (m / ha)	Peridomicílio		Margem da mata	
	Réplicas	Cobertura amostral (%)	Réplicas	Cobertura amostral (%)
≤ 1,5 (DB1)	25	32	27	34
1,5 - 2,0 (DB2)	28	35	25	32
> 2,0 (DB3)	26	33	27	34
Total	79	100	79	100

As capturas foram realizadas com esforço amostral de 06 (seis) horas contínuas, utilizando-se armadilha tipo Shannon (SHANNON, 1939) (Figura 5) na margem da mata e AHP no peridomicílio (Figura 6). A escolha do uso da armadilha de Shannon na margem da mata foi em função da sua eficácia para coleta de diversidade de culicídeos, e usou-se AHP no peridomicílio em função dos vetores. Os insetos foram capturados com o auxílio de um aspirador manual portátil, sempre no início do crepúsculo vespertino (18h00m) até 00h00m, horário local. Após uma hora de atividades de captura, os mosquitos eram sacrificados com vapores de acetato de etila ($C_4H_8O_2$) e em seguida acondicionados em recipientes plásticos herméticos, contendo sílica gel.

Figura 5 - Coleta de mosquitos adultos na margem da mata utilizando armadilha tipo Shannon.

Figura 6 - Imagem de residência e área de peridomicílio em assentamento rural, onde realizou-se coleta de culicídeos adultos.

3.3. Identificação taxonômica

Os espécimes capturados foram identificados sempre que possível em nível de espécie, utilizando-se chaves dicotômicas de identificação que empregam características da morfologia externa dos adultos (LANE, 1953; ZAVORTINK, 1973; FORATTINI, 2002). A nomenclatura taxonômica de Anophelinae seguiu a proposta de FOSTER et al. (2017). No caso de complexos de espécies, os mosquitos foram identificados morfologicamente e alguns espécimes foram usados para a identificação molecular.

Para o reconhecimento das espécies, optou-se pelo sequenciamento da região utilizada como código de barras (CYWINSKA et al., 2006). Assim, foi sequenciado um fragmento de 658 pares de base do gene mitocondrial citocromo C oxidase subunidade I (BOURKE et al., 2013) que serviu tanto para verificar as identificações morfológicas como a presença de espécies que não foram registradas anteriormente.

3.4. Base de dados e análises estatísticas do Capítulo I - Eixo 1

Os dados de incidência de malária, degradação florestal e desmatamento utilizados na análise incluíram todos os municípios dos Estados endêmicos da Amazônia Legal brasileira de 2009-2015: Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins. O bioma Amazônico representou a unidade espacial e os meses a unidade temporal para as variáveis.

Dados do desmatamento e degradação florestal foram obtidos em formatos vetoriais (*shapefiles*) de livre acesso disponíveis no site do Imazon[©] (Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia) (<http://www.imazongeo.org.br>). Este Instituto criou um sistema de monitoramento chamado Sistema de Alerta de Desmatamento (SAD). Casos autóctones de malária na Região Amazônica foram obtidos na plataforma do Ministério da Saúde (<http://portalsaude.saude.gov.br>).

Os dados da rede de ligações geopolíticas e sociais e dos centros urbanos de importância para gestão do território foram obtidos no sítio eletrônico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<http://www.ibge.gov.br>), Região de Influência das Cidades – Regic. Os critérios para construir as ligações entre os Municípios endêmicos dos Estados amazônicos foram baseados no número de casos autóctones de malária, os Municípios com menos de 20.000 casos anuais foram excluídos do mapa geopolítico (pois acabam apresentando valores de IPA baixo), são eles os Municípios dos Estados de Roraima, Mato Grosso, Maranhão e Tocantins.

Os dados de precipitação foram obtidos a partir de estações meteorológicas automáticas localizadas nas áreas incluídas neste estudo, cujos dados estão disponíveis no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (<http://www.inmet.gov.br>). Os dados das variáveis econômicas, madeira (toras e lenha) e carvão vegetal, foram obtidos na plataforma eletrônica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (<http://www.ibge.gov.br>). As variáveis econômicas foram obtidas no banco de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (<http://www.ibge.gov.br>)).

O sistema SAD do Imazon é baseado em dados de detecção de desmatamento em tempo real do DETER (Detecção do desmatamento em tempo real) e do PRODES (Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia). O DETER e o PRODES fornecem

dados que são coletados e administrados pelo Instituto Brasileiro de Pesquisas Espaciais – INPE (<http://www.obt.inpe.br/prodes/>). O DETER utiliza imagens de satélite fornecidas pelo MODIS (NASA) (MOD09GQ e MOD09GA), com filtragem de nuvens, para monitorar a floresta e orientar o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) a inspecionar o desmatamento ilegal. A capacidade de detecção do Imazon SAD é de 0,05 km² (com 100% de precisão e 78% de correlação para polígonos de 0,03 a 1,00 km² em comparação com imagens Landsat) (DA SILVA & DE SOUZA, 2005). Imagens do Imazon permitem estimar e quantificar pequenas áreas desmatadas por meio das imagens compostas do MODIS (DE SOUZA et al., 2009). Como o estudo verificou uma correlação temporal entre o desmatamento e a malária ao longo do tempo, adotou-se o sistema SAD do Imazon, pois esse sistema é mais sistemático e as amostras são mais frequentes quando comparadas com imagens do Landsat (ZHU et al., 2014).

Adotou-se as definições de desmatamento e degradação florestal também estabelecidas por LIMA et al. (2017) Para a análise, os fragmentos de floresta impactados foram quantificados usando a soma das áreas desmatadas e degradadas em quilômetros quadrados. A Figura 7 destaca os Estados amazônicos brasileiros dentro do contexto da cadeia de exploração madeireira na região.

Figura 7 - Mapa da área geográfica estudada. Em destaque: os Estados amazônicos brasileiros, polos de distribuição madeireira, áreas florestais impactadas (desmatamento e degradação florestal), conectividade entre regiões de exploração florestal e transporte, zonas comerciais de produção madeireira estabelecida e as novas fronteiras de exploração.

As variáveis econômicas foram relacionadas à exploração dos recursos naturais da floresta, ou seja, a escala de produção e o valor dos produtos, como toras, lenha e carvão. A justificativa para selecionar essas variáveis é que elas têm um impacto direto nas atividades de desmatamento. Em contraste, variáveis como a pecuária são apenas indiretamente correlacionadas com o desmatamento (BARONA et al., 2010). Para converter o valor da produção da moeda brasileira (Real) para USD \$ (Dólar dos Estados Unidos), adotamos a taxa de câmbio média diária do período entre os anos de 2009 a 2015.

Para análises estatísticas descritivas, empregamos gráficos de boxplots e barras para determinar associação entre malária e áreas desflorestadas, degradadas e impactadas. Seis categorias de tamanhos de fragmentos foram definidas: número de fragmentos

maiores que 5 km², número de fragmentos menores que 5 km², 0,5 km², 0,25 km², 0,10 km² e 0,08 km². Para avaliar o percentual da redução anual do número de fragmentos de floresta impactados, incluímos mais uma categoria que foi definida como o número de fragmentos menores que 15 km² em cada mês.

O índice de correlação de Spearman foi utilizado para verificar a correlação entre chuva, floresta impactada, fatores da atividade econômica (produção florestal de madeira) e o número de casos de malária. O teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi empregado para verificar se o número de casos de malária tinha distribuição normal (a um nível de significância de 5%). As médias trimestrais do impacto do desmatamento (km²) e da precipitação acumulada (mm³) foram empregadas para verificar uma correlação exploratória da sazonalidade no número de casos de malária e o impacto do desmatamento (km²). Modelos de regressão linear simples e múltipla foram adotados para as seis categorias de tamanhos de manchas de floresta impactada, abundância de manchas florestais impactadas, chuva (mm³) e número de casos de malária. A correlação entre variáveis econômicas (produção e valor agregado) e o número de casos de malária foi avaliada usando a razão entre a quantidade do valor da produção USD\$ e a produção total (m³) de extração florestal na Amazônia brasileira e analisada pelo teste de Pearson. Empregamos o software QGIS 2.8 (Wien, Boston, MA) para mapeamento, análise e quantificação dos dados geográficos do polígono. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R v.2.15.3 (R Development Core Team, Fundação R para Estatística Computacional, Áustria) R-project (disponível em <http://www.r-project.org>) e pacote estatístico "stats".

3.5. Análises estatísticas e das interações comerciais internacionais de produtos agrícolas (Multi-Regional Input-Output - MRIO) do Capítulo II - Eixo 2

Para avaliar os fatores econômicos indutores de alteração da paisagem e seu impacto na incidência de malária, buscou-se dados secundários das principais *commodities* envolvidas no desmatamento (HENDERS et al., 2015), na base de dados virtual da “Food and Agriculture Organization” (FAO), FAOSTAT (<http://faostat3.fao.org>), dos países com as maiores incidências de malária e inseridos nas principais frentes de

desmatamento no mundo: Angola, Burundi, Camarões, República Centro Africana, Congo, República Democrática do Congo, Gabão, Quênia, Nigéria, Ruanda, Uganda, Tanzânia, Zâmbia, Brasil, Colômbia, Peru, Venezuela, Bangladesh, Índia, Indonésia, Myanmar, Tailândia, Camboja, Laos, Malásia e Vietnã. Os dados de incidência de malária foram obtidos da “*World Health Organization*” (<http://who.int/malaria/publications>) e as informações sobre a cobertura das ações de controle nos países foram coletadas em “*Malaria Atlas Project*” (<https://map.ox.ac.uk/>). Os dados de perda de cobertura arbórea foram obtidos de Hansen/UMD/Google/USGS/NASA (disponível em <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>). O índice de correlação de Spearman foi utilizado para verificar a correlação entre as variáveis. O teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi empregado para verificar se o número de casos de malária tinha distribuição normal (a um nível de significância de 5%).

Foram aplicados modelos lineares de regressão simples e múltipla entre as variáveis número de casos de malária e produção de soja, madeira, rebanho bovino e óleo de palma e perda de cobertura florestal. Para as análises dos modelos de regressão linear múltipla foram utilizados 4 modelos – Modelo 1: casos de malária e soja; Modelo 2: casos de malária e madeira; Modelo 3: casos de malária e cabeça de gado; Modelo 4 casos de malária e óleo de palma. Todos os modelos foram ajustados pela variável perda de cobertura da florestal (PCF > 75% de cobertura do dossel), entre 2001-2014. A variável dependente foi o número de casos de malária e as variáveis independentes foram: soja, madeira, carne bovina, óleo de palma e perda de cobertura florestal.

Para conectar o risco de malária ao consumo global, aplicamos o método desenvolvido por Leontief (LEONTIEF, 1953) para averiguar um banco de dados multirregional global de entrada e saída de produtos (MRIO - *multi-region input-output*), rastreando *commodities* que foram inicialmente obtidas como resultado do desmatamento em florestas tropicais e construir uma rede complexa de cadeias internacionais de processamento e entregas aos seus destinos finais nos domicílios dos países desenvolvidos. Aqui foi calculado um tensor da pegada da malária (malária *footprint*), $F_{ij}^{rst} = q_i^r L_{ij}^{rs} y_j^{st}$, onde q_i^r é uma medida de risco de malária durante a produção de *commodities* ligadas ao desmatamento i nos países r ; e L_{ij}^{rs} é o inverso do método de

Leontief, onde se descreve a transformação das *commodities* primárias envolvidas na dinâmica da malária no consumo de produtos j manufaturados para a venda em países s ; e y_j^{st} descrevendo o consumo final destes itens pelos domicílios nos países t .

Por exemplo, considerando que $q_i^r = \frac{Q_i^r}{x_i}$ represente o número de casos de malária, Q_i^r em $r = \text{Brasil}$ em consequência do desmatamento para uma produção anual (*output*) de x_i dólares de $i = \text{soja}$. Propondo que $A_{il}^{ru} A_{lm}^{uv} A_{mn}^{vw} A_{nj}^{ws} \in L_{ij}^{rs}$ representa uma cadeia internacional de produtos, com A_{lm}^{uv} dólares da exportação de soja brasileira para $u = \text{Argentina}$ para processamento de $l = \text{farelo de soja}$, onde A_{mn}^{vw} dólares do farelo de soja argentino exportado para $v = \text{Vietnã}$ para processamento em $m = \text{ração animal}$, e A_{nj}^{ws} dólares da ração animal vietnamita exportado para $w = \text{Tailândia}$ para alimentar $n = \text{frangos}$, e finalmente A_{nj}^{ws} dólares de carne de aves tailandesa exportadas para $s = \text{Japão}$, onde $j = \text{restaurantes japoneses}$. $A_{il}^{ru} A_{lm}^{uv} A_{mn}^{vw} A_{nj}^{ws}$ é uma cadeia internacional de suprimentos de 4-eixos, e apenas uma, de muitas cadeias de fornecimento, conecta a produção brasileira de soja com restaurantes japoneses. Finalmente, y_j^{st} é o consumo em restaurantes japoneses, que contém frango tailandês, por um turista de um país t . Desse modo, $q_i^r A_{il}^{ru} A_{lm}^{uv} A_{mn}^{vw} A_{nj}^{ws} y_j^{st}$ representa o risco de malária transferido por essa decisão de consumo para as pessoas que vivem nas áreas de fronteira em expansão da soja no Brasil, onde os fatores de desmatamento indicam um nexo causal indireto entre soja e desmatamento, pois o crescimento da indústria brasileira de soja está ligada indiretamente à expansão do pasto para o gado, a causa imediata do desmatamento na Amazônia Legal (NEPSTAD et al., 2006; BARONA et al., 2010). Portanto, F_{ij}^{rst} representa o risco da malária transferido pela combinação de todas as combinações possíveis de cadeias de suprimentos que ligam os países r e t via s , envolvendo as mercadorias primárias e finais i e j . O número de tais combinações é muito alto e a avaliação do tensor F_{ij}^{rst} requer computação de alto desempenho.

O tensor da malária *footprint* F_{ij}^{rst} pode ser reduzido a um número de medidas simplificadas. Por exemplo, $\sum_{sij} F_{ij}^{rst} =: F^{rt}$ representa a pegada bilateral da malária em r causada pelo consumo em t , não importando quais *commodities* ou cadeias de fornecimento. O inverso do método global de Leontief F_{ij}^{rst} e seus componentes A_{ij}^{rs} ,

assim como os dados sobre o consumo final global y_j^{st} e a produção total x_i foram extraídos da base de dados “Eora MRIO” (LENZEN et al., 2017).

Uma matriz de risco de malária foi determinada em um procedimento de três etapas. Primeiro, coletamos dados sobre a incidência real de malária nos países r , durante o período 2000-2015 (MALIK et al., 2018) e os submetemos a uma regressão múltipla para: a) perda de cobertura florestal (L), b) proporção da população em risco utilizando mosquiteiro impregnado com inseticida (n), e c) proporção da população em risco sobre a cobertura de tratamentos com medicamentos (a), $\sum_r I_r(t) = \beta_0 + \beta_L \sum_r L_r(t) + \beta_n n(t) + \beta_a a(t)$. Em segundo lugar, seguimos trabalhos anteriores sobre capacidade vetorial, usando os modelos de Ross-MacDonald (SMITH, 2012) para estimar o número de casos secundários gerados a partir de um único caso inicial (BAIRD, 2017), e assim estimar o risco de malária $R_r(t)$ como incidência na presença de desmatamento, mas na ausência das intervenções (isto é, previsão da incidência de malária) pela avaliação da fórmula de regressão de incidência parametrizada $n(t)=a(t)=0 \forall t$, isto é, $\sum_r R_r(t) = \beta_0 + \beta_L L_r(t)$. Essa medida de risco indica que apesar das intervenções, a abundância de vetores se mantém suficiente para manter um número residual de mosquitos, desse modo as populações permanecem vulneráveis por causa do desmatamento contínuo, da resistência à inseticidas, alergias ao tratamento, descontinuidades nas intervenções de controle ou incapacidade de pagar por tecnologia de intervenção importada para o controle da malária (BAIRD, 2017). Terceiro, usamos dados de perda de cobertura florestal e produção de *commodities* (http://unstats.un.org/unsd/industry/ics_intro.asp, <http://www.fao.org/faostat/en/>) para alocar os totais $R_r(t)$ do risco da malária através da relação desmatamento-*commodities*. Desta forma, finalmente chegamos a uma matriz de risco de malária Q_i^r , atendendo $\sum_i Q_i^r = R_r(t)$, individualmente para cada ano e país.

O mapa de fluxo das rotas comerciais internacionais de risco de malária incorporadas nas *commodities* agrícolas brasileiras foi construído através da plataforma eletrônica “<http://flowmapr.com/>”.

3.6. Análises estatísticas, parâmetros de diversidade e métricas da paisagem do Capítulo III - Eixo 3

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa *R* (disponível em <http://www.r-project.org>), empregando pacotes específicos (BiodiversityR, mvabund, stats, venneuler, vegan). As análises foram realizadas através das seguintes abordagens metodológicas: 1) A suficiência amostral foi verificada com a elaboração da curva do coletor; 2) Gráficos de box-plot e de nuvem de frequência para visualizar diferenças entre abundância de mosquitos e riqueza de espécies; 3) Diagrama de Venn para verificar a composição de fauna específica em cada categoria de paisagens; 4) Índices de diversidade (Margalef, Shannon, Simpson, Berger-Parker e Pielou) para cada categoria de paisagens; 5) Análise de variância com teste de Tukey para comparar as métricas de paisagem; 6) Os índices de similaridade de Jaccard ($C_j = \frac{|A \cap B|}{|A| + |B| - |A \cap B|}$, onde $|A \cap B|$ é o número de espécies presentes em ambas categorias, $|A|$ e $|B|$ número de espécies presentes apenas em uma das categorias) e Sørensen ($C_N = \frac{2jN}{(N_a + N_b)}$), onde jN é a soma da mais baixa das duas abundâncias para espécies encontradas em ambos os locais, N_a e N_b é o número de indivíduos no local A e no local B); 7) A distribuição de abundância de espécies entre as categorias de paisagens foram verificadas por meio de análise multivariada de modelos lineares generalizados, descrita por WARTON & HUDSON, (2004) e WARTON, (2008).

O teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi empregado para verificar se as métricas de paisagem tinham distribuição normal (a um nível de significância de 5%), quando não verificada a distribuição normal das variáveis foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (método de Bonferroni).

As métricas de paisagem foram geradas a partir de imagens de satélite Sentinel 2A, pertencente à Agência Espacial Europeia (ESA - *European Space Agency*) que registra imagens da superfície na faixa espectral do visível e infravermelho com resolução espacial de dez metros. A seleção das imagens considerou a menor porcentagem de nuvens, com data mais próxima possível das coletas de campo. As imagens foram baixadas do sítio eletrônico da ESA em formato raster e classificadas. Foram feitas as correções radiométrica e atmosférica, por meio de algoritmo desenvolvido pela ESA e

implementadas no software Sen2Cor (MUELLER-WILM et al., 2017). Após as correções, a refletância de topo de atmosfera foi transformada em refletância de superfície e a classificação das imagens foi supervisionada pela máxima verossimilhança, que representaram valores de reflexão característicos das classes determinadas: cobertura florestal e todas as outras demais classes, que foram agrupadas como não cobertura florestal. As análises e identificação das duas classes mapeadas foram realizadas em ambiente SIG.

A rede de drenagem foi construída a partir de modelos de elevações digitais de terreno (DEM - *Digital Elevation Model*) disponíveis no site da ESA, assim como as imagens de satélite utilizadas para a classificação. As bandas espectrais de cada uma das imagens foram compostas nas bandas 2, 3 e 4 a fim de gerar uma imagem final colorida para cada região dos pontos de coleta. A rede de drenagem indica onde a água tem maior probabilidade de se acumular de acordo com o relevo do terreno, porém, elas não indicam necessariamente áreas de rios ou riachos.

Em ambiente SIG, foi calculada a porcentagem de cobertura florestal (PLAND) para as paisagens já classificadas por meio da fórmula: $PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$. Onde P_i corresponde à proporção que a classe ocupa na paisagem (cobertura florestal), a_{ij} corresponde à área de cada mancha de cobertura florestal ij ; e A corresponde à área total da paisagem em análise. A densidade de bordas de fragmentos (DB), uma métrica de configuração da paisagem, foi calculada por meio da fórmula: $DB = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000)$. Onde e_{ik} é o comprimento total da borda que envolve cada mancha de cobertura florestal da paisagem e A corresponde à área total da paisagem em questão.

A Figura 8 ilustra as métricas de paisagem utilizadas. As manchas em cinza representam os fragmentos florestais que compõem a porcentagem de cobertura florestal (PLAND). As margens das manchas, em vermelho, representam o perímetro dos fragmentos florestais que compõe a densidade de borda (DB).

Figura 8 - Imagem ilustrativa das métricas de paisagem, as manchas em cinza representam fragmentos florestais, margens em vermelho o perímetro da borda dos

fragmentos, a circunferência em linha preta representa a área analisada e os espaços em branco as áreas de não floresta (pastagens, solo exposto, agricultura e outros).

Foram utilizadas análises de regressão linear simples e múltipla para avaliar as associações entre as abundâncias de *Ny. darlingi* com as métricas de paisagem, parâmetros de diversidade e rede de drenagem. Foram delineados cinco modelos: 1) abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal₁₀₀₀, peridomicílio, densidade de borda₅₀₀, peridomicílio e densidade de borda₅₀₀, margem da mata; 2) abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal₁₀₀₀, peridomicílio, densidade de borda₅₀₀, peridomicílio e densidade de borda₅₀₀, margem da mata e riqueza; 3) abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal₁₀₀₀, peridomicílio, densidade de borda₅₀₀, peridomicílio e densidade de borda₅₀₀, margem da mata e índice de Shannon; 4) abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal₁₀₀₀, peridomicílio, densidade de borda₅₀₀, peridomicílio e densidade de borda₅₀₀, margem da mata e índice de Simpson; e, 5) abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal₁₀₀₀, peridomicílio, densidade de borda₅₀₀, peridomicílio e densidade de borda₅₀₀, margem da mata e índice de Berger-Parker. Todos os modelos foram ajustados pela distância entre o ponto de coleta da margem da mata e áreas de drenagem em virtude da bionomia da espécie, que ovipõe em coleções hídricas parcialmente sombreadas por vegetação arbórea. Foi utilizado o fator de inflação de variância (FIV) para medir quanto da variância de cada coeficiente se encontra inflado em relação à multicolinearidade entre as variáveis independentes dos modelos, onde $FIV \leq 5$ não representa um alto nível de colinearidade (MENARD, 1995).

A distribuição das abundâncias de *Ny. darlingi* é discreta e agregada, desse modo, bem modelado por uma função binomial negativa, justificando-se assim o uso de modelos lineares generalizados para verificar as associações entre os números de mosquitos desta espécie coletados e as categorias de paisagens delineadas.

4. RESULTADOS

4.2. Resultados do Capítulo I - Eixo 1

Os resultados fazem parte da publicação “Abundance of impacted forest patches less than 5 km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil, Scientific Reports ISSN 2045-2322 (online)” (Anexo III).

No período de 2009-2015 foram contabilizados 32.698 km² de floresta impactada pelo desmatamento e pela degradação florestal. A área total impactada foi distribuída em 36.689 polígonos (manchas de corte raso da floresta) que variaram entre 0,05 km² a 180 km². O número de casos de malária registrou o mais elevado valor em 2010 (327.142 casos) e o menor em 2015 (138.697 casos). A Tabela 2 mostra a distribuição anual das áreas impactadas pelas atividades de desmatamento e dos casos de malária.

Tabela 2 - Número total de casos de malária; desmatamento, degradação florestal e áreas impactadas; e número de manchas alteradas nos Estados da Amazônia Legal entre 2009-2015.

Ano	Núm. de casos de malária	Desmatamento (km ²)	Degradação florestal (km ²)	Áreas de floresta impactada (km ²)	Núm. de manchas impactadas
2009	304.823	1.893	2.115	4.008	6.577
2010	327.142	1.490	4.315	5.805	7.372

2011	261.667	1.462	4.494	5.956	6.101
2012	234.967	1.768	1.557	3.325	2.767
2013	170.588	1.144	738	1.882	2.023
2014	139.935	2.993	2.132	5.125	5.614
2015	138.697	3.098	3.498	6.596	6.235
Total	1.577.819	13.847	18.850	32.698	36.689

Abundance of impacted forest patches less than 5 km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil, Scientific Reports ISSN 2045-2322 (online).

O gráfico de box plot da Figura 9 mostra a variação mensal das áreas de desmatamento e a Figura 10 a variação dos casos de malária.

Figura 9 - Gráficos de box plot dos dados de desmatamento, degradação e impacto florestal entre 2009 e 2015, linhas e cruzetas em vermelho indicam as médias.

Figura 10 - Gráfico de box plot da distribuição média mensal do número de casos de malária entre 2009 e 2015.

A Figura 11 mostra a distribuição mensal dos casos de malária, das áreas de desmatamento impactadas e das médias de chuvas trimestrais acumuladas durante os anos analisados.

Figura 11 - Distribuição mensal de casos de malária nos Estados amazônicos brasileiros, das áreas de desmatamento impactadas e das médias de chuvas trimestrais acumuladas de 2009 a 2015.

Os casos notificados de malária seguem de perto a dinâmica sazonal amazônica, onde a maior incidência de chuvas se concentra entre novembro e abril e a menor entre maio e outubro. Esta distribuição sazonal está positivamente correlacionada com as atividades de desmatamento ($r = 0,80$; $P = 0,002$), embora a correlação com o impacto do desmatamento (km²) nas áreas florestais tenha sido moderada ($r = 0,56$; $P = 0,06$). Na Figura 12 observa-se que o desmatamento se destacou pela predominância de polígonos inferiores a 5 km², onde os anos de 2010 e 2011 apresentaram porcentagens semelhantes com a degradação (~ 90%).

Figura 12 - Porcentagem do número de polígonos de desmatamento (cinza escuro) e degradação (cinza claro) com áreas de menos de 5 km² (gráfico esquerdo) e superior a 5 km² (gráfico direito).

Excluindo-se os polígonos maiores que 5 km² foi possível observar forte correlação positiva entre as áreas desmatadas e os casos de malária no âmbito do impacto florestal ($r = 0,73$; $P = 0,009$). O desmatamento mostrou uma maior força de correlação ($r = 0,82$; $P = 0,002$) em comparação ao impacto. A correlação com as atividades de degradação foi moderada ($r = 0,58$ $P = 0,05$).

As análises de regressão linear simples mostraram que cada km² de desmatamento correspondeu a um acréscimo de 27 novos casos autóctones de malária ($r^2 = 0,78$; $F_{1,10} = 35,81$; $P < 0,001$). Cada km² de impacto correspondeu a um acréscimo de 16 novos casos ($r^2 = 0,63$; $F_{1,10} = 17,23$; $P = 0,001$). O resultado das análises dos dados de degradação não foi significativo ($r^2 = 0,30$; $F_{1,10} = 4,37$; $P = 0,06$).

A inserção geográfica dos casos autóctones de malária levantados permitiu contextualizar a malária no bioma amazônico brasileiro. Os Estados do Amazonas e do Pará apresentaram as maiores médias anuais, seguidos dos Estados do Acre, Rondônia e Amapá. A Figura 13 apresenta os municípios cuja média anual de casos de malária foi superior a 20 mil e a somatória da participação no número de casos Estadual alcançou 80%, e suas redes de ligações geopolíticas e sociais (Região de influência das cidades –

IBGE, 2007). Desse modo não foram considerados, para efeito da rede de influência geopolítica e social, os municípios pertencentes aos Estados de Roraima, Mato Grosso, Maranhão e Tocantins.

Figura 13 - Mapa dos principais municípios com casos autóctones de malária (2009-2015), sua rede de ligações geopolíticas e sociais, dentro do bioma amazônico brasileiro.

Os municípios inseridos na faixa correspondente a nova fronteira de exploração madeireira do mapa da Figura 13 (Acre: Mâncio Lima, Rodrigues Alves e Cruzeiro do Sul; Amazonas: Guajará, Ipixuna, Pauini, Eirunepé, Lábrea, Tapauá, Humaitá, Manicoré e Borba; Amapá: Macapá, Santana, Mazagão, Porto Grande, Calçoene e Oiapoque; Pará: Jacareacanga, Itaituba, Novo Progresso e Altamira; Rondônia: Porto Velho e Machadinho D'Oeste) responderam por 41% dos casos de malária.

Os dados econômicos relacionados à exploração dos recursos naturais madeireiros apresentaram forte correlação negativa entre os índices econômicos de exploração florestal dos produtos madeireiros (valor produzido e produção total) e os casos de malária ($r = -0,93$; $P = 0,006$) (Figura 14).

Figura 14 - Gráfico de dispersão entre o número total de casos de malária autóctone e o índice econômico (valor produzido (m^3) / produção (m^3) * 100) entre 2009 e 2015, nos estados amazônicos brasileiros.

Os anos de 2009, 2011 e 2013 foram aqueles com a maior produção madeireira, acima de 19 milhões de m^3 , porém, 2011 superou os demais anos quanto ao valor produzido. Os anos de maior produção de carvão vegetal foram 2009, 2010 e 2014 com mais de 1,9 milhão de m^3 , e o ano de 2014 foi o que gerou o maior valor produzido para este produto. Os anos de 2009 e 2010 apresentaram o menor índice, 4,58 e 5,16 respectivamente, e os anos de 2015 e 2014 com o maior índice, 7,93 e 6,83 respectivamente.

4.3. Resultados do Capítulo II - Eixo 2

Os resultados das análises exploratórias entre o avanço dos produtos agrícolas (soja, madeira, cabeça de gado e óleo de palma) e a malária evidenciaram duas tendências distintas. Pode-se observar na Figura 15 que durante os anos de 2000-2014, o período entre 2000-2005 apresentou uma correlação positiva alta entre as variáveis, porém, para o período entre 2006-2014 essa correlação se inverte, tornando-se negativa.

Figura 15 - Gráficos de dispersão das variáveis produção de soja (ha), madeira (ton), cabeça de gado e óleo de palma e sua correlação com incidência de malária em países tropicais endêmicos. Valores de r em vermelho se referem ao período entre 2000-2005, em negrito ao período 2006-2014 e em fonte normal ao período 2000-2014.

Desse modo, as análises de regressão linear simples foram utilizadas para ajustar os casos de malária e corrigir a interferência das ações de controle relativas aos mosquiteiros tratados com inseticida (MTI) e cobertura do tratamento com terapia combinada à base de Artemisinina (TCA), apontados por CIBULSKIS et al. (2015), e aqui corroborados, como as principais práticas de intervenção de controle da malária. A correlação entre casos de malária e a porcentagem da população em risco utilizando mosquiteiros foi alta e negativa ($r = -0.90$; $P < 0,001$) e o resultado da análise de

regressão foi de $r^2 = -7,48 \times 10^5$ ($P < 0,001$). Em relação ao tratamento com Artemisinina a correlação também foi negativa ($r = -0,89$; $P < 0,001$) com $r^2 = -1,80 \times 10^5$ ($P < 0,001$). Desse modo, cada porcentagem da cobertura das ações de controle no uso de mosquiteiros e no tratamento de malária com Artemisinina representou uma diminuição de 7,48 e 1,80 milhões de casos de malária, respectivamente. O gráfico da Figura 16 mostra a variação do número de casos de malária entre 2000-2014, a projeção do risco em função das análises de regressão e o avanço da cobertura das ações de controle. Ressalta-se que os dados relativos à terapia com Artemisinina se referem às ações em países da África subsaariana, devido a elevada prevalência de *P. falciparum*. Nos países Sul Americanos e do Sudeste Asiático essa cobertura foi incipiente, uma vez que são regiões com prevalência de *P. vivax*.

Figura 16 - Variação do número de casos de malária, da regressão, cobertura das ações de intervenção para o controle da malária (MTI – mosquiteiro tratado com inseticida; TCA – terapia combinada à base de Artemisinina) e projeção de risco (número de casos ajustados pelas análises de regressão).

Sem o efeito do grande aporte financeiro para as ações de controle e com o ajuste do número de casos que cada ação de controle representou no período, as *commodities*

passam a apresentar alta correlação positiva, seguindo a tendência inicial (2000-2005), evidenciando a correlação com o aumento dos casos de malária, acompanhando o avanço produtivo destes produtos, como se observa na Figura 17.

Figura 17 - Gráficos de dispersão da correlação entre casos de malária, ajustado pelas intervenções de controle (mosquiteiros tratados com inseticida e terapia combinada à base de Artemisinina), e produção de soja (ha), madeira (ton), rebanho bovino (cabeça de gado) e óleo de palma (ton) em países tropicais endêmicos.

Os resultados das análises de correlação entre a produção das *commodities* agrícolas de exportação, desmatamento (PCF) e o número de casos malária são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Matriz da correlação entre a produção de *commodities* variáveis e o número de casos de malária.

Variáveis	Período	Casos de malária	Soja (ha)	Madeira (ton)	Cabeça de gado	Óleo de palma (ton)
Soja (ha)	2000-2014	0.98 ^a				
Madeira (ton)	2000-2014	0.67 ^d	0.73 ^c			
Cabeça de gado	2000-2014	0.98 ^a	0.96 ^a	0.67 ^d		
Óleo de palma (ton)	2000-2014	0.99 ^a	0.98 ^a	0.67 ^d	0.98 ^a	
PCF (> 10%)	2001-2014	0.67 ^e	0.69 ^d	0.69 ^d	0.69 ^d	0.67 ^e
PCF (> 30%)	2001-2014	0.54 ^e	0.55 ^e	0.64 ^e	0.56 ^e	0.54 ^e
PCF (> 50%)	2001-2014	0.46 ^f	0.48 ^f	0.59 ^e	0.49 ^f	0.46 ^f
PCF (> 75%)	2001-2014	0.24 ^f	0.28 ^f	0.58 ^e	0.31 ^f	0.24 ^f

^a $P < 0.0001$; ^b $P < 0.001$; ^c $P < 0.005$; ^d $P < 0.01$; ^e $P \leq 0.05$; ^f $P > 0.05$. PCF: Perda de Cobertura Florestal (ha), cobertura do dossel.

Os resultados das análises de regressão linear simples e múltipla para as variáveis estudadas são apresentados na Tabela 4. O gráfico da Figura 18 ilustra a variação da produção das *commodities*, dos casos de malária (pré e pós ajuste) e cobertura das

atividades de controle (MTI e TCA). É possível verificar nesta figura a porcentagem de crescimento de cada produto em relação ao ano anterior, com exceção do ano de 2000, início do período analisado.

Tabela 4 - Modelos de regressão linear simples e múltipla para as variáveis: casos de malária, *commodities* e desmatamento (porcentagem de perda de cobertura florestal).

Variáveis	β_1 RLS coeficiente (valor de <i>P</i>)	β_1 RLM ajustada (valor de <i>P</i>) 2001-2014			
		Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
Soja (ha)	3,45 (< 0,001)	3.5 (< 0,001)			
Madeira (ton)	1,27 (< 0,005)		1,07 (0,03)		
Cabeça de gado	7,93 (< 0,001)			8,76 (< 0,001)	
Óleo de palma (ton)	2,08 (< 0,001)				2,06 (< 0,001)
PCF (> 75%)	1,25 (0,16)	- 7,24 (0,8)	2,85 (0,7)	- 3,34 (0,35)	- 1,05 (0,36)

RLS: Regressão Linear Simples. RLM: Regressão Linear Múltipla. PCF: Perda de Cobertura Florestal (ha), cobertura do dossel.

Figura 18 - Gráfico de barras mostrando a produção anual de soja (ha), madeira (ton), rebanho bovino (cabeça de gado) e óleo de palma, associado a incidência de malária ajustada pela cobertura das intervenções de controle (MTI – mosquiteiro tratado com inseticida; TCA – terapia combinada à base de Artemisinina) e incidência sem ajuste, e a cobertura destas intervenções (representadas pelas linhas).

A Figura 19 mostra o mapa de fluxo das rotas comerciais internacionais de risco de malária, incorporadas nas *commodities* brasileiras (soja, gado e produtos madeiros). Os maiores importadores de risco de malária foram EUA e Japão. O primeiro principalmente em função da madeira, da indústria de couro e carne bovina, e o segundo da soja e carvão vegetal. A barra no mapa indica o número de casos exportados: em vermelho menor exportação e amarelo maior exportação de casos de malária. Quanto maior a espessura da linha maior o número de malária *footprint* (número de casos de malária considerando o risco incorporado no desmatamento para produção de *commodities* agrícolas).

Figura 19 - Mapa de fluxo das rotas comerciais internacionais de risco de malária incorporadas em *commodities* agrícolas brasileiras. Em destaque vermelho, o mapa do Brasil.

4.4. Resultados do Capítulo III - Eixo 3

4.4.1. Culicídeos

Foram coletados 25.323 Culicídeos, distribuídos em 138 espécies, somadas todas as coletas e técnicas utilizadas (AHP e Shannon). A Figura 20 mostra a curva de acumulação das espécies (curva do coletor) conforme a porcentagem de cobertura florestal dos pontos de coleta, onde é possível verificar um incremento substancial de espécies até aproximadamente 50% de cobertura florestal, tornando-se mais estável em função do registro de novas espécies dentro do esforço amostral trabalhado.

Considerando a soma dos espécimes coletados no peridomicílio e na margem da mata, 56,4% (14.281) pertencem a subfamília Anophelinae onde a espécie *Ny. darlingi* representou 82,7% (11.810) desse total. A segunda maior frequência foi representada pela tribo Mansoniini com 19,4% (4.917) indivíduos, seguida pelas tribos Culicini com 18,7% (4.743) e Aedini com 3,8% (950) mosquitos. As tribos Aedeomyiini, Uranotaeniini e Sabethini representaram menos de 1,2% das amostras biológicas. A Figura 21 ilustra a distribuição total dos espécimes coletados por nível taxonômico e por espécies, desse modo é possível visualizar a distribuição supracitada dos táxons.

Figura 20 - Curva de acumulação de espécies conforme a porcentagem de cobertura florestal das paisagens de áreas endêmicas de malária na Amazônia brasileira, considerando esforço amostral as 79 paisagens trabalhadas.

A lista com as espécies coletadas se encontra no Anexo II. Considerando a riqueza dentro dos grupos taxonômicos, Anophelinae foi a mais diversa representada por 52 espécies/unidades taxonômicas, seguida de Culicini, representada por 36 espécies, Aedini com 19, Mansoniini com 16, Uranotaeniini com nove espécies, Sabethini com cinco e Aedeomyiini com uma espécie.

Figura 22 - Frequência distribuída em nuvem do total de espécies coletadas no peridomicílio e na margem da mata. O tamanho das palavras é proporcional à frequência de cada nome.

4.4.2. Métricas da paisagem e diversidade de Culicidae

A Figura 23 mostra a variação das métricas de paisagem por categoria de cobertura florestal. As paisagens da categoria CF1 apresentaram menor densidade de borda (média de 1 m / ha x 100), diferenciando-se estatisticamente das categorias CF4 e CF3 (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$), com ampla variação de distância entre margem da mata e áreas de drenagem, porém se diferenciando de CF4 (Kruskal-Wallis, $P < 0,05$). A categoria CF3 registrou os maiores valores de densidade de borda (média de aproximadamente 2 m / ha x 100), diferenciando-se também da categoria CF5 (Kruskal-Wallis, $P < 0,05$), destaca-se ainda que as paisagens desta categoria também apresentaram menor média no que concerne à distância das áreas de drenagem (aproximadamente 100 m), diferenciando-se de CF1 e CF5 (Kruskal-Wallis, $P < 0.05$).

Registra-se que houve cinco sobreposições de paisagens nas abordagens de 500 m de raio e nove sobreposições para as análises considerando categorias com 1.000 m de raio. Porém, esta situação não interferiu de modo significativo nos resultados aqui apresentados, pois as paisagens foram categorizadas e distribuídas em “réplicas” conforme as métricas de cobertura florestal e densidade de borda.

Figura 23 - Gráficos do tipo box plot mostrando a distribuição das métricas de paisagem de acordo com as categorias de cobertura florestal (CF) das 79 paisagens trabalhadas. A cruzeta em vermelho representa a média da categoria.

A abundância de Culicidae por categoria de cobertura florestal é apresentada na Figura 24, CF1 registrou a maior média, aproximadamente 670 culicídeos, porém não houve diferença estatística entre as categorias.

Figura 24- Gráficos do tipo box plot mostrando a distribuição das abundâncias de Culicidae por categoria de cobertura florestal. Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$. A cruzeta em vermelho representa a média da categoria.

O diagrama de Venn da Figura 25 mostra as interações entre as categorias das paisagens em função das espécies coletadas. Muitas espécies compartilharam as cinco categorias (22% do total), as categorias CF5 e CF4 apresentaram os maiores números de espécies exclusivas, 12 (8,7%) e 10 (7,2%) respectivamente. A categoria CF1 apresentou o menor número de espécies exclusivas (2,8% do total).

Figura 25 - Diagrama de Venn das espécies de mosquitos (Diptera: Culicidae) coletadas conforme as categorias de cobertura florestal (CF). Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$.

A Tabela 5 apresenta os índices de similaridade de Jaccard (qualitativo) e Sørensen (quantitativo), CF2 se mostrou qualitativamente e quantitativamente mais próximo de CF4 quando comparado com as demais categorias. O índice de Sørensen registrou menor semelhança quantitativa quando comparado com CF1.

A Figura 26 ilustra a proximidade qualitativa e quantitativa das categorias de paisagem conforme as categorias de cobertura florestal.

Tabela 5 - Índices de similaridade Jaccard e Sørensen das comunidades de Culicidae coletadas por categorias de paisagem amostradas.

Jaccard (C_j)						Sørensen (C_N)				
Paisagens	CF1	CF2	CF3	CF4	CF5	CF1	CF2	CF3	CF4	CF5
CF1	1.00	0.48	0.46	0.54	0.41	1.00	0.60	0.49	0.62	0.40
CF2	0.48	1.00	0.56	0.56	0.47	0.60	1.00	0.61	0.66	0.53
CF3	0.32	0.61	1.00	0.53	0.57	0.49	0.61	1.00	0.62	0.53
CF4	0.54	0.56	0.53	1.00	0.50	0.62	0.66	0.62	1.00	0.58
CF5	0.41	0.47	0.49	0.50	1.00	0.40	0.53	0.53	0.58	1.00

CF1: $\leq 25\%$; **CF2:** $25 \rightarrow 45\%$; **CF3:** $45 \rightarrow 65\%$; **CF4:** $65 \rightarrow 75\%$; **CF5:** $> 75\%$.

Figura 26 - Agrupamento das categorias de paisagem conforme os índices de similaridade de Jaccard e Sørensen. Onde, CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 \rightarrow 45\%$; CF3: $45 \rightarrow 65\%$; CF4: $65 \rightarrow 75\%$; CF5: $> 75\%$.

Os parâmetros de diversidade são apresentados na Tabela 6, onde é possível verificar que CF4 apresentou a maior riqueza de espécies dentre as cinco categorias de cobertura florestal, seguido de CF2. A categoria CF1 registrou a menor riqueza, com 64 espécies. As paisagens da categoria CF4 apresentaram os maiores índices de Simpson (inverso, $-\ln(D)$) indicando maior dominância da espécie *Ny. darlingi*, com 1.895 espécimes (37% do total de culicídeos para esta categoria). Não houve diferença estatística entre os demais parâmetros de diversidade por categoria da cobertura florestal.

Tabela 6 - Parâmetros de diversidade das comunidades de Culicidae coletadas em áreas rurais endêmicas de malária na Amazônia brasileira.

Parâmetros	CF1	CF2	CF3	CF4	CF5
Sobservada	64	81	73	88	76
Chao	93.7	102.6	140.9	98.9	125.6
Jackk1	89.4	110.7	108.7	109.7	108.1
Jackk2	103.5	120.7	107.7	110.9	129.1
Bootstrap	75.5	95.2	134	99.5	90
Shannon	2.0	2.3	2.1	2.4	2.2
Simpson	1.2	1.4	1.4	1.6	1.4
Simpson (inverso)	3.2	3.9	4.3	5.5	4.0
Berger-Parker	0.6	0.8	0.9	0.9	0.8

CF1: $\leq 25\%$; CF2: $25 - 45\%$; CF3: $45 - 65\%$; CF4: $65 - 75\%$; CF5: $> 75\%$.

Os resultados das métricas para avaliar a configuração das paisagens (densidade de borda), no peridomicílio e na margem da mata, são apresentados na Figura 27. Nos gráficos também são apresentados a cobertura florestal e distância das áreas de drenagem. Tanto no peridomicílio como na margem da mata as métricas de cobertura

florestal das categorias DB2 e DB3 apresentaram as maiores médias, porém não houve diferença estatística entre elas ou mesmo em relação a DB1.

Figura 27 - Métricas das paisagens e rede de drenagem para as categorias de acordo com a densidade de borda (m / ha x 100), com 500 m de raio (0,8 km²), para o peridomicílio e margem da mata.

A análise de correspondência canônica é apresentada na Figura 28 que mostra as comunidades de Culicidae por unidade amostral (paisagens). Destaca-se que *Ny. braziliensis* esteve mais associado às comunidades associadas às paisagens com densidade de borda entre 1,5 e 2,0 (m / ha x 100), *Cq. venezuelensis* com paisagens entre 2,0 e 3,5 0 (m / ha x 100) e *Ny. albitarsis* com densidade de borda inferior a 1,5

(m / ha x 100), porém não houve diferença estatística (ANOVA; Qui-quadrado = 0,65; $F = 2,21$; $P = 0,07$) entre as comunidades de mosquitos e as categorias de densidade de borda. Destaca-se que esses resultados se referem apenas a diversidade de culicídeos coletados na margem da mata (armadilha de Shannon).

Figura 28 - Correspondência canônica das comunidades de Culicidae coletados em áreas rurais endêmicas para malária na Amazônia brasileira.

A Figura 29 apresenta as curvas dos perfis de diversidade de Renyi para as três categorias de densidade de borda (raio de 500 m) dos culicídeos coletados na margem da mata. Houve diferença estatística (Tukey; $P = 0,04$) apenas para o índice de Shannon ($\alpha = 1$) entre DB2 (Shannon = 3,1) e DB3 (Shannon = 2,7), as demais categorias não apresentaram diferença entre si tanto para o índice de Shannon como para os demais índices de diversidade.

Figura 29 - Perfis de diversidade das categorias de densidade de borda DB1 (0 – 1,5 m / ha x 100), DB2 (1,5 – 2,0 m / ha x 100) e DB3 (2,0 – 3,5 m / ha x 100), das coletas realizadas na margem da mata em áreas rurais endêmicas para malária na Amazônia brasileira. De acordo com a Série de Renyi: $\alpha = 0$, valor equivalente a riqueza de espécies; $\alpha = 1$, valor equivalente ao Índice de Shannon (base neperiana); $\alpha = 2$, valor equivalente ao Índice de Simpson; e, $\alpha = \text{inf}$, valor equivalente ao Índice de Berger-Parker. P: diferente estatisticamente (Tukey; $P = 0,04$).

As coletas realizadas na margem da mata revelaram ainda, um padrão de mudança dos táxons mais frequentes para as três categorias de densidade de borda. A subfamília Anophelinae foi mais frequente nas paisagens correspondentes a DB1, com 43% do total, enquanto em DB2 a tribo Culicini passa a dividir com Anophelinae as maiores frequências, com 39 e 35% respectivamente. Em DB3 a tribo Mansoniini passa a ser o táxon mais frequente com 46%, seguido de Culicini com 29% e Anophelinae com 13%. Sabethini foi a tribo com menor frequência em todas as categorias, menos de 0,5%, e a tribo Uranotaeniini respondeu positivamente ao aumento da densidade de borda, passando de 0,2% em DB1 para 1,5% em DB3.

Desse modo, a Figura 30 ilustra exatamente como acontece essa alternância de táxons entre as categorias de paisagem, onde é possível verificar as espécies que mais se destacaram dentro desta alternância. Em DB1 *Ny. darlingi* foi a espécie mais abundante, representando Anophelinae, com 545 espécimes (18,4%), seguido de *Ny. triannulatus* com 391 espécimes (13,2%). Dentro de Mansoniini *Cq. venezuelensis* seguiu com 332

espécimes (11,2%) e *Cq. juxtamansonia* com 187 (6,3%). Na categoria DB2 a espécie *Ma. titillans* foi a mais abundante, 530 espécimes e 14,7%, seguida de *Cx. (Mel) portesi* com 392 espécimes (11,0%), *Ny. darlingi* com 363 (10,0%) e *Ny. konderi* B com 289 espécimes (8,0%). Nas paisagens categorizadas como DB3 *Cq. venezuelensis* representou 31,0% (1.713) do total para esta categoria, seguida de *Cx. (Mel) portesi* com 9,4% (973), e, *Cq. albicosta*, *Ny. darlingi*, *Ps. cingulata* e *Cx. (Mel) sp.* com aproximadamente 6,5% cada.

Dentre as espécies de anofelinos *Ny. darlingi* representou 42,4% (545) dos espécimes nas paisagens DB1, 28,4% (363) em DB2 e 57% (414) em DB3. *Ny. triannulatus* também respondeu às categorias de densidade de borda, passando de 30,5% (391) em DB1 para 8,1% (103) em DB2 e 24,7% (179) em DB3. As espécies *Ny. oswaldoi*, *Ny. konderi*, *Ny. braziliensis* e *Ny. konderi* B se destacaram apenas em DB2, com 158 (12,4%), 101 (7,9%), 73 (5,7%) e 61 (4,8%) espécimes respectivamente. *Ny. goeldii* se destacou apenas em DB1 com 190 espécimes (18,8%) e *Ny. konderi* B registrou 59 indivíduos (4,6%) em DB1 e 289 (22,6%) em DB2.

Figura 30 - Frequência distribuída em nuvem dos táxons de Culicidae coletados na margem da mata (500 m de raio) de áreas endêmicas para malária na Amazônia brasileira. Onde, DB1: (0 – 1,5 m / ha x 100); DB2: (1,5 – 2,0 m / ha x 100); e, DB3: (2,0 – 3,5 m / ha x 100). O tamanho das palavras é proporcional a frequência de cada nome.

DB1: 0 – 1,5 (m / ha x 100)

DB2: 1,5 – 2,0 (m / ha x 100)

DB3: 2,0 – 3,5 (m / ha x 100)

4.4.3. Estrutura da paisagem, diversidade de Culicidae e abundância de *Ny. darlingi*

Os resultados das respostas de *Ny. darlingi* para as métricas da paisagem são apresentadas na Figura 31, que considera os horários das coletas conforme as características das paisagens conforme a cobertura florestal (CF). Os resultados das análises multivariadas utilizando modelos lineares generalizados (glm) revelaram diferenças significativas no número de *Ny. darlingi* capturados entre as categorias e o horário de coleta (*deviance* = 41,4; *P* = 0,004 e *deviance* = 9,3; *P* = 0,02 respectivamente).

Figura 31 - Gráficos do tipo box plot das distribuições de *Ny. darlingi* coletados no peridomicílio em áreas rurais endêmica de malária na Amazônia brasileira, conforme a categoria de cobertura florestal (CF) e horário de coleta.

Quando considerada a densidade de borda das paisagens no raio de 1.000 m as diferenças somente são significativas para a variável horário (*deviance* = 7,6; $P = 0,05$). Porém, para a densidade borda, as abundâncias de *Ny. darlingi* responderam diferentemente entre as categorias de paisagens, e horário de coleta, com raio de 500 m (*deviance* = 22,8; $P = 0,006$ e *deviance* = 8,0; $P = 0,01$ respectivamente).

A matriz de correlação apresentada na Tabela 7 mostra os resultados dos testes de correlação de Spearman entre as variáveis relativas às métricas da paisagem (cobertura florestal e densidade de borda), diversidade de Culicidae (parâmetros de diversidade), distância das áreas de drenagem (a partir do ponto de coleta) e abundância de *Ny. darlingi*. Os resultados das análises de regressão linear simples e múltipla são apresentados na Tabela 8.

A Figura 32 ilustra o “modelo 1” das análises múltiplas de regressão, onde se verificou também, por meio de análise de regressão linear simples associação entre cobertura florestal e densidade de borda no peridomicílio ($r^2 = 0,26$; $F_{1,77} = 27,9$; $P < 0,001$) e na margem da mata ($r^2 = 0,06$; $F_{1,77} = 5,5$; $P = 0,02$) considerando um raio de 500 m. Verificou-se que cada m / ha (x100) contribuiu para o aumento da cobertura florestal na

área referente ao raio de 1.000 m (a partir do mesmo ponto do peridomicílio) em 16,25% e 9,42%, respectivamente.

Figura 32 - Diagrama do modelo 1 das análises de regressão múltipla para as variáveis *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda e distância entre o ponto de coleta da margem da mata e a rede de drenagem.

Modelo de Regressão Linear Múltipla: $Ny. darlingi \sim CF_{1000} + DB_{500\text{peridomicílio}} + DB_{500\text{margem}} + \text{distância entre margem da mata e áreas de drenagem}$, $r^2 = 0,13$; $F_{4,74} = 2,8$; $P = 0,03$.

A partir desse modelo foram construídos outros quatro, incorporando os índices de diversidade: riqueza, Shannon, Simpson e Berger-Parker. Observou-se que o aumento do índice de Berger-Parker, medida que indica a dominância de uma determinada espécie, refletiu em uma diminuição de 308 espécimes de *Ny. darlingi*, evidenciando que um aumento no valor do índice, além de acompanhar um aumento na diversidade e redução da dominância, indicou a diminuição da abundância dessa espécie nas paisagens com as estruturas aqui avaliadas.

Tabela 7 - Matriz de correlação das variáveis abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda, riqueza, índice de diversidade de Shannon, Simpson e Berger-Parker e distância entre o ponto de coleta e a rede de drenagem.

Variáveis	<i>Ny. darlingi</i>	CF ₁₀₀₀	DB ₁₀₀₀	DB ₅₀₀ , peridomicílio	DB ₅₀₀ , margem da mata	Riqueza ¹	Shannon ¹	Simpson ¹	Berger-Parker ¹
CF ₁₀₀₀	- 0.10								
DB ₁₀₀₀	0.06	0.15							
DB ₅₀₀ , peridomicílio	0.14	0.47 ^a	0.76 ^a						
DB ₅₀₀ , margem da mata	0.09	0.27 ^d	0.69 ^a	0.78 ^a					
Riqueza ¹	0.19	0.01	0.32 ^c	0.34 ^b	0.28 ^d				
Shannon ¹	- 0.38 ^a	0.02	0.14	0.09	0.07	0.64 ^a			
Simpson ¹	- 0.49 ^a	-0.01	0.04	- 0.02	0.01	0.44 ^a	0.95 ^a		
Berger-Parker ¹	- 0.49 ^a	- 0.04	0.00	- 0.07	- 0.06	0.35 ^b	0.88 ^a	0.97 ^a	
Riqueza ²	0.24 ^e	- 0.01	0.27 ^d	0.27 ^d	0.19	0.94 ^a	0.57 ^a	0.38 ^a	0.30 ^e
Shannon ²	0.25 ^e	- 0.01	0.25 ^c	0.29 ^c	0.24 ^c	0.72 ^a	0.58 ^a	0.43 ^a	0.34 ^c
Simpson ²	0.21	- 0.06	0.15	0.21 ^f	0.17	0.55 ^a	0.48 ^a	0.37 ^a	0.29 ^c
Berger-Parker ²	0.14	- 0.07	0.11	0.17	0.15	0.43	0.42 ^a	0.33 ^c	0.27 ^d
Distância, drenagem-peridomicílio	0.07	0.05	0.16	0.13	0.18	0.27 ^d	0.16	0.15	0.15
Distância, drenagem-margem da mata	- 0.09	- 0.12	- 0.10	- 0.10	- 0.13	0.12	0.21 ^f	0.24 ^c	0.26 ^c

CF: Cobertura Florestal; DB: Densidade de Borda; ¹ Parâmetros de diversidade resultado da soma das coletas do Peridomicílio e da margem da mata; ² Parâmetros de diversidade somente das coletas na margem da mata; ^a $P < 0.0001$; ^b $P < 0.001$; ^c $P < 0.005$; ^d $P < 0.01$; ^e $P < 0.05$.

Tabela 8 - Modelos de regressão linear simples e múltipla para as variáveis abundância de *Ny. darlingi*, cobertura florestal, densidade de borda, riqueza, índice de Shannon, Simpson e Berger-Parker e distância entre o ponto de coleta (margem da mata) e a rede de drenagem, em áreas rurais endêmicas de malária na Amazônia brasileira.

Variáveis	β_1 RLS coeficiente (<i>P</i> valor)	β_1 RLM ajustada (<i>P</i> valor) [†]				
		Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 5
CF ₁₀₀₀ , peridomicílio ¹ (%)	- 3,43 (0,05)	- 6,18 (0,004)	- 6,12 (0,005)	- 5,93 (0,003)	- 5,94 (0,003)	- 6,07 (0,003)
DB ₅₀₀ , peridomicílio ² (m / ha x 100)	1,55 (0,97)	- 206,47 (0,04)	- 208,42 (0,04)	- 174,25 (0,7)	- 178,12 (0,07)	- 191,13 (0,05)
DB ₅₀₀ , margem da mata ² (m / ha x 100)	- 49,53 (0,45)	228,71 (0,02)	223,44 (0,03)	218,62 (0,02)	207,65 (0,03)	209,29 (0,03)
Riqueza ³	18,76 (0,78)		20,88 (0,7)			
Shannon ³	- 224,41 (0,001)			- 206,81 (0,003)		
Simpson ³	- 250,23 (0,001)				- 231,38 (0,002)	
Berger-Parker ³	- 323,30 (0,002)					- 308,16 (0,003)
Riqueza ⁴	43,29 (0,45)					
Shannon ⁴	- 6,55 (0,92)					
Simpson ⁴	- 13,72 (0,85)					
Berger-Parker ⁴	- 35,13 (0,73)					
Distância - drenagem ⁵ (m)	- 0,18 (0,39)	- 0,26 (0,20)	- 0,27 (0,2)	- 0,13 (0,5)	- 0,13 (0,5)	- 0,13 (0,5)

CF: Cobertura Florestal; DB: Densidade de Borda; ¹ 1.000 de raio do ponto de coleta; ² 500 m de raio do ponto de coleta; ³ parâmetros de diversidade resultado da soma das coletas do peridomicílio e da margem da mata; ⁴ parâmetros de diversidade das coletas na margem da mata; ⁵ distância entre margem da mata e áreas de drenagem; † Fator de Inflação da Variância (FIV) < 3,5.

5. DISCUSSÃO

Considerando os resultados do capítulo I (Eixo 1), as análises realizadas indicaram forte correlação positiva entre o número de casos de malária, o desmatamento e a degradação florestal. O aumento do desmatamento foi acompanhado pelo aumento da incidência da doença, representando um relevante fator de risco. Desse modo, foi possível confirmar e mensurar o impacto do desmatamento no sistema ecológico da malária, que acontece em áreas de corte raso da floresta, com menos de 5 km². Diante dessas evidências, a diminuição das taxas de desmatamento somadas as técnicas integradas de manejo da floresta, apresentam-se como medidas capazes de diminuir ou controlar a malária na Amazônia brasileira (HAHN, 2014).

Portanto, é plausível propor, por analogia, uma relação de comensalismo entre a malária e o desmatamento, onde o aumento do primeiro se beneficia com o avanço do segundo. A paisagem se mostra como um mecanismo que pode auxiliar a proliferação e dispersão dos anofelinos, onde *Ny. darlingi* é favorecido pela ecologia da nova paisagem, tornando-se mais abundante e dominante à medida que as condições ambientais se tornam ideais. Além disso, o surgimento de áreas florestais intercaladas por áreas desmatadas, ligadas por corredores de floresta ao longo dos igarapés, como observado por CASTRO & SINGER (2011), favorecem a dispersão da espécie devido a facilidade de percolação do inseto através dos fragmentos florestais. Desse modo, o papel das pequenas manchas de floresta impactada (no contexto do sistema ecológico da malária) deve ser melhor considerado pelas ações de controle entomológico, em virtude da proliferação dos vetores e como indicador de fator de risco para malária.

É relevante ressaltar que a localização dos casos de malária e das áreas de desmatamento podem nem sempre corresponder diretamente ao mesmo local onde ocorrem, uma vez que, são altamente sensíveis à mudança indireta no uso da terra (*Indirect Land Use Change* - ILUC). Trata-se de um fenômeno que ocorre quando atividades agrícolas são transferidas de uma região e reconstituídas em outra (LAPOLA et al., 2010). ARIMA et al. (2011) observaram que o deslocamento da pecuária, devido à expansão agrícola, está por trás de mudanças no uso da terra em municípios a centenas de quilômetros de distância. Isso é impulsionado pela especulação imobiliária, pela busca por suprimentos básicos como madeira para cercas ou construção de casas, pela

migração e demanda por mão-de-obra. Assim, tanto o desmatamento quanto a malária podem estar sendo determinados, em parte, por eventos distantes.

BARONA et al. (2010) evidenciam que o desmatamento na Amazônia é predominantemente resultado da expansão das áreas de pastagens e que um aumento na produção de soja em Mato Grosso tenha deslocado o pasto para o norte, levando o desmatamento para outros lugares. Embora não se apresente uma relação direta, os autores sugerem que podem existir ligações causais indiretas entre a soja e o desmatamento. Desse modo, a pecuária se apresenta como indutora da formação de pastagens e a soja como consequência do “abandono” destas pastagens, impulsionando o desmatamento para áreas malarígenas na fronteira das florestas naturais, construindo um caminho para o aumento da incidência da malária no Brasil.

Diante do exposto, fatores econômicos ligados ao mercado global de *commodities*, em especial de soja e gado, para o caso brasileiro, encontram, em regra, a floresta (e também o Cerrado) como última barreira para o avanço na produção desses produtos, devido a demanda por mais áreas. Nessa temática, o capítulo II (Eixo 2) procurou evidências para corroborar a hipótese de que eventos relacionados ao uso econômico da terra pudessem estar associados ao desmatamento e então, indiretamente, à incidência da malária.

A produção de *commodities* agrícolas comerciais para os mercados interno e externo está cada vez mais direcionando o desmatamento em regiões tropicais, criando conexões e efeitos de retroalimentação entre locais de produção e consumo separados geograficamente (LENZEN et al., 2012). Tais conexões são comumente estudadas através do cálculo das pegadas de consumo e quantificação dos impactos ambientais incorporados nos fluxos de comércio, por exemplo, emissões virtuais de água e terra, biomassa ou gases de efeito estufa e, no presente estudo, da malária.

Assim, a produção das quatro *commodities* analisadas, para os países selecionados, foi responsável por mais de 40% do total de desmatamento tropical no mundo. Mais de um terço desses impactos foram incorporados nas exportações em 2011, acima de um quinto em 2000. Essa tendência destaca a crescente influência dos mercados globais na dinâmica do desmatamento. Os principais fluxos de mudanças da paisagem (*Land Use Change* - LUC) foram exportações latino-americanas de carne e soja para os mercados

da Europa, China, do antigo bloco soviético, Oriente Médio e Norte da África, enquanto os fluxos de emissões incorporados foram dominados pelas exportações do Sudeste Asiático de petróleo, produtos de madeira e óleo de palma para os consumidores na China, Índia e no resto da Ásia, bem como para a União Europeia.

Essa realidade torna as ações de controle da malária no mundo um desafio. Diante dos resultados apresentados no capítulo II, foi possível constatar que as atividades e o investimento no combate à malária se intensificaram a partir de 2006, como destacado por CIBULSKIS et al. (2016). Segundo esses autores, o financiamento do programa da malária no mundo aumentou de US\$ 960 milhões em 2005 para US\$ 2,5 bilhões em 2014, o que refletiu no aumento do uso de produtos para o controle da doença, como mosquiteiros tratados com inseticida, cujo orçamento passou de 6 milhões em 2004 para 189 milhões em 2014, com mais de um bilhão de mosquiteiros entregues durante o período. Porém, as constantes mudanças no uso da terra comprometem a sustentabilidade do sucesso do programa, dificultando o controle dos vetores e prejudicando o sucesso das metas de controle da malária no âmbito da Agenda de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ONU, 2015).

Os resultados mostram o crescente papel que os consumidores globais desempenham na cadeia LUC e destacam a necessidade de políticas do lado da demanda, abrangendo cadeias de suprimentos inteiras. Ressalta-se também as limitações de tais medidas do lado da demanda, o que exige uma combinação de políticas do lado da oferta e da demanda para efetivamente limitar o desmatamento tropical, juntamente com a pesquisa sobre as interações de diferentes tipos de intervenções políticas, uma vez que, os impactos na incidência da malária incorporados nas interações comerciais podem ser dimensionados.

O capítulo III (eixo 3) demonstrou como a estrutura da paisagem, formada através de mecanismos presentes nos eixos 1 e 2, promove a proliferação de Culicidae e consequentemente de vetores. Os resultados das análises apresentadas possibilitaram construir uma rede de interligações que encontram na paisagem os mecanismos fundamentais para o sistema ecológico da malária na Amazônia brasileira. Foi possível demonstrar que a estrutura da paisagem contribuiu positivamente para a proliferação de *Ny. darlingi* à medida que as métricas de cobertura florestal sofreram diminuição. Conforme os resultados das análises de regressão linear simples, o aumento da

cobertura florestal resultou na diminuição do número desses mosquitos ($r^2 = - 3,43$; $P = 0,05$). Cabe então entender como a espécie se beneficia destes elementos da paisagem.

De acordo com PULLIAM (1988), a dinâmica populacional de uma determinada espécie pode depender da qualidade de habitats, o que o autor chama de habitat “fonte-sumidouro”. Esse modelo considera as características da espécie, em que a taxa de nascimento excede à de morte em um ou mais habitats fonte, e a taxa de morte excede à taxa de nascimento em um ou mais habitats chamados de sumidouro. Desse modo, as populações localizadas em áreas consideradas como sumidouros ocupam manchas de habitats de baixa qualidade que não as suportam por longo tempo. As populações em áreas consideradas como fonte, em um hábitat de alta qualidade, resistem por mais tempo e contribuem para a recolonização de outros fragmentos, por meio da dispersão de indivíduos (CAUGHLEY & GUNN, 1996). Considerando aspectos da bionomia de *Ny. darlingi* os resultados que indicaram densidade de borda menor que 1,5 (m / ha x 100) (500 m de raio, considerando apenas as coletas utilizando armadilha tipo Shannon) como aquela onde a espécie foi mais dominante, pode desempenhar o papel de habitat fonte, ao considerar o padrão de oviposição da espécie em corpos hídricos parcialmente sombreados (HIWAT & BRETAS, 2011; BARROS et al., 2015).

A cadeia de processos dos efeitos da alteração da paisagem se apresenta da seguinte forma: a perda da cobertura florestal, impulsionada pelas atividades econômicas do uso do solo, causa a fragmentação do habitat, aumentando os efeitos de borda, alterando a composição de espécies (associadas ao sistema ecológico da malária) e favorecendo a proliferação de *Ny. darlingi*.

Ou seja, a fragmentação do habitat se apresenta como fator chave na dinâmica de abundância dessa espécie, à medida que valores elevados de densidade de borda podem promover a dispersão e proliferação da espécie, que buscará por habitats larvais mais sombreados e seguros, seja em virtude da elevada cobertura florestal (presença de criadouros ideais) ou pela baixa cobertura florestal (favorecendo a dispersão pela busca de criadouros para oviposição). No primeiro caso, destaca-se a necessidade de moderada insolação e, no segundo, ao excesso de luminosidade. Alguns autores têm demonstrado que o microclima, pH, microbiota e outros fatores podem atuar na produtividade dos corpos hídricos contendo larvas de *Ny. darlingi* (REJMÁNKOVÁ et al., 2000; BARROS et al., 2011; RUFALCO-MOUTINHO et al., 2016). Os efeitos da

paisagem avaliados no presente estudo, também representaram significativas diferenças na produtividade de insetos adultos.

VOORHAM (2002) indica que configurações ecológicas específicas podem agir em padrões de atividades específicas de hematofagia de *Ny. darlingi*, destaca que a variação intrapopulacional pode ser tão significativa quanto a interpopulacional, e que a plasticidade nos padrões de atividade pode resultar em aumento do potencial vetorial, um desafio para as atividades de controle. Acresce ressaltar a importância da prevalência de idade das fêmeas (jovens ou velhas) conforme os horários de atividade da espécie. BARBOSA et al. (2016) encontraram maior frequência de fêmeas oníparas entre as 20h00 e 22h00, e as fêmeas nulíparas eram mais comuns às 18h00 e 19h00. As fêmeas oníparas têm maior probabilidade de estarem infectadas por já terem feito o primeiro repasto sanguíneo, o que não vale para as nulíparas. Desse modo, cabe destaque as relações ecológicas da espécie com a estrutura da paisagem em função de suas atividades de busca por repasto sanguíneo.

O presente estudo verificou que a porcentagem de cobertura florestal da paisagem deslocou os horários de produtividade de coleta de *Ny. darlingi*, onde as paisagens extremas, com menos de 25% e mais de 75% de floresta natural, tiveram o pico de registros nos primeiros horários (18h00 e 19h00). As paisagens com 25% até 45% mantiveram as maiores produtividades em todos os horários de coleta, essas paisagens apresentaram uma densidade de borda média de 1,5 (m / ha x100), mesmo valor para as paisagens com cobertura florestal acima de 75%. E ainda, as paisagens com cobertura florestal entre 45 e 65% foram mais produtivas após às 19h00 um pico relevante às 20h00. Diante disso, deve-se considerar a cobertura florestal como um fator relevante nos horários de atividades de fêmeas oníparas e para atividades de controle entomológico, considerando a estrutura da paisagem das áreas de ação.

O comportamento hematofágico multimodal de *Ny. darlingi* tem sido apontado como uma resposta à variabilidade genética da espécie (ROSA-FREITAS et al 1992; TADEI et al., 1988, GAMA et al., 2009; BARBOSA et al., 2016). As evidências demonstradas no presente estudo, corroboram com os autores e indicam que fatores ambientais associados a pressão estariam promovendo esta variabilidade genética, demonstrando que *Ny. darlingi* apresenta uma plasticidade ecológica capaz de responder de modo eficaz a fatores como perda de cobertura florestal e fragmentação de habitat. Destaca-se

ainda os processos de seleção envolvidos nesse processo que podem modular o comportamento da espécie, conforme as características da paisagem, aumentando seu sucesso reprodutivo e consequentemente a dominância, tornando as atividades de controle um desafio.

6. CONCLUSÃO

Diante dos resultados apresentados, foi possível concluir que a estrutura da paisagem altera a dinâmica de transmissão da malária na Amazônia brasileira. O desmatamento foi principal meio de mudança no uso da terra e força condutora do aumento de risco da malária.

- Há correlação linear positiva entre desmatamento e a incidência de malária, indicando que os casos de malária tendem a aumentar conforme aumentam as áreas desmatadas em fragmentos menores de 5 km²;
- Desmatamento e malária oscilam de acordo com a sazonalidade Amazônica, aumentando em períodos menos chuvosos e diminuindo nos períodos com maior precipitação;
- As interrelações entre Municípios, com alta incidência de malária, se apresentam como fator de indução econômica da região, promovendo comércio por produtos madeireiros (madeira em tora, lenha e carvão) e consequente risco de malária;
- Cadeias produtivas de carne e soja são as principais forças que alteram o uso da terra na Região Amazônica brasileira, aumentando o risco e incidência de malária, através do desmatamento ligado à baixa geração de renda e precárias condições de habitação;
- Países que enfrentam os maiores riscos de malária (relacionados com o comércio global de *commodities* associadas ao desmatamento) são grandes exportadores de produtos primários, desempenhando papel secundário (com baixo valor-agregado) no que representa a economia de toda cadeia produtiva atrelada à essas *commodities*;
- Paisagens com maior cobertura florestal apresentam maior diversidade de Culicidae;

- Anophelinae se mostrou mais abundante em paisagens com borda de mata menos fragmentada e *Mansoniini* foi mais abundante em paisagens onde a borda de mata foi mais fragmentada;
- A perda de cobertura florestal foi acompanhada pelo aumento da densidade de *Ny. darlingi*;
- A diversidade de Culicidae indicou que dominância de *Ny. darlingi* acompanha as alterações da paisagem, alterando inclusive os horários de atividades do vetor.

O sistema ecológico da malária tem na estrutura da paisagem os mecanismos necessários tanto para o controle sustentável da doença como para o risco de aumento da enfermidade. O desmatamento, ao provocar o desequilíbrio ecológico das comunidades de Culicidae, encontra no uso econômico da terra o desafio de promover a geração de renda sustentável das comunidades, sem que a paisagem se apresente como risco à saúde pública no que se refere à malária.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afrane YA, Lawson BW, Githeko AK, Yan G. 2005. Effects of microclimatic changes caused by land use and land cover on duration of gonotrophic cycles of *Anopheles gambiae* (Diptera: Culicidae) in western Kenya highlands. *Journal of Medical Entomology*, 42(6), 974-980.
- Afrane YA, Little TJ, Lawson BW, Githeko AK, Gulyun Y. 2008. Deforestation and vectorial capacity of *Anopheles gambiae* Giles mosquitoes in malaria transmission, Kenya. *Emerg. Infect. Dis.* 14: 1533-1538.
- Ahmed MA & Cox-Singh J. 2015. *Plasmodium knowlesi* – an emerging pathogen. *ISBT science series*, 10(S1), 134-140.
- Angelo JR, Katsuragawa TH, Sabroza PC, De Carvalho LAS, Da Silva LHP, Nobre CA. 2017. The role of spatial mobility in malaria transmission in the Brazilian Amazon: The case of Porto Velho municipality, Rondônia, Brazil (2010-2012). *PloS one*, 12(2) (2017).
- Arima EY, Richards P, Walker R, Caldas MM. 2011. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*. 6 (2), 024010.
- Arnell JJ. 1973. Mosquito studies (Diptera, Culicidae). XXXII. A revision of the genus *Haemagogus*. *Contrib. Am. Entomol. Inst.* 10: 1-174.
- Austin FK. 2013. Export Agriculture is Feeding Malaria: A Cross-National Examination of the Environmental and Social Causes of Malaria Austin prevalence. *population and Environment* 35(2): 133-158.
- Baird JK. 2017. Malaria control by *commodities* without practical malariology. *BMC public health*, 17(1), 590.
- Barbosa LMC, Souto RNP, Dos Anjos FRM, Scarpassa VM. 2016. Behavioral patterns, parity rate and natural infection analysis in anopheline species involved in the transmission of malaria in the northeastern Brazilian Amazon region. *Acta tropica*, 164, 216-225.

- Barona E, Ramankutty N, Hyman G, Coomes OT. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 5(2), 024002.
- Barros FSM, Arruda ME, Gurgel HC, Honorio NA. 2011. Spatial clustering and longitudinal variation of *Anopheles darlingi* (Diptera: Culicidae) larvae in a river of the Amazon: the importance of the forest fringe and of obstructions to flow in frontier malaria. *Bulletin of entomological research*, 101(06), 643-658.
- Barros FS, Honório NA. 2015. Deforestation and malaria on the Amazon frontier: larval clustering of *Anopheles darlingi* (Diptera: Culicidae) determines focal distribution of malaria. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 93(5), 939-953.
- Bauch SC, Birkenbach AM, Pattanayak SK, Sills EO. 2015. Public health impacts of ecosystem change in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112(24), 7414-9.
- Bidlingmayer WL, Hem DG. 1981. Mosquito flight paths in relation to the environment. Effect of the forest edge upon trap catches in the field. *Mosq. News*, 41, 55-59.
- Bourke BP, Oliveira TP, Suesdek L, Bergo ES, Sallum MAM. 2013. A multi-locus approach to barcoding in the *Anopheles strodei* subgroup (Diptera: Culicidae). *Parasites & vectors*, 6(1), 111.
- Brasil P, Zalis MG, Pina-Costa A, Siqueira AM, Júnior CB, Silva S, Albuquerque HG. 2017. Outbreak of human malaria caused by *Plasmodium simium* in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro: a molecular epidemiological investigation. *The Lancet Global Health*, 5(10), e1038-e1046.
- Carlson A, Hartman G. 2001. Tropical forest fragmentation and nest predation - an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania. *Biodivers. Conserv.* 10:1077-85.
- Castro MC & Singer BH. 2011. Malária in the Brazilian Amazon. In: *Water and Sanitation-Related Diseases and the Environment: Challenges, Interventions and Preventive Measures* 19 p.
- Castro MC, Monte-Mor RL, Sawyer DO, Singer BH. 2006. Malaria risk on the Amazon Frontier. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 103, 2452-2457.

Caughley G, Gunn A. 1996. Conservation biology in theory and practice (No. 333.9516 C3).

Cederberg C, Persson UM, Neovius K, Molander S, Clift R. 2011. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. *Environ. Sci. Technol.*, 45 (5), pp 1773–1779.

Chaves LSM, Conn JE, López RVM, Sallum MAM. 2018. Abundance of impacted forest patches less than 5 km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil. *Scientific reports*, 8(1), 7077.

Cibulskis RE, Alonso P, Aponte J. 2016. Malaria: Global progress 2000 - 2015 and future challenges. *Infectious Diseases of Poverty*; 5:61.

Conn JE, Wilkerson RC, Segura NO, De Souza RTL, Schlichting CD, Wirtz RA, Povo MM. 2002. Emergence of a new neotropical malaria vector facilitated by human migration and changes in land use. *Am J Trop Med Hyg* 66: 18–22.

Consoli RAGB. & Lourenço-de-Oliveira R. 1994. Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil, Editora Fiocruz, Rio de Janeiro, 228 pp.

CPT – Comissão Pastoral da Terra. 2016. Por debaixo da floresta: Amazônia paraense saqueada com trabalho escravo. Coordenação: Centro de Defesa da Vida e dos Direitos Humanos Carmen Bascarán. Projeto Raice – Rede de Ação Integrada para Combater a Escravidão, Fase 1: Diagnóstico. Araguaína, Tocantins, 90 p.

Cywinska A, Hunter FF, Hebert PD. 2006. Identifying Canadian mosquito species through DNA barcodes. *Medical and Veterinary Entomology*, 20(4), 413-424.

Da Silva CA & De Souza Jr, CM. 2005. Comparação entre imagens Landsat ETM+ e MODIS/Terra para detecção de incrementos de desmatamento na região do Baixo Acre. *Revista Brasileira de Cartografia* 2(57).

Da Silva, NS, Da Silva-Nunes M, Malafronte RS, Menezes MJ, D’Arcadia RR, Komatsu NT, Ferreira MU. 2010. Epidemiology and control of frontier malaria in Brazil: lessons from community-based studies in rural Amazonia. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 104(5), 343-350.

Pina-Costa A, Brasil P, Di Santi SM, De Araujo MP, Suárez-Mutis MC, Santelli AC, Oliveira-Ferreira J, Lourenço-de-Oliveira R, Daniel-Ribeiro CT. 2014. Malaria in

Brazil: what happens outside the Amazonian endemic region. Mem. I. Oswaldo Cruz 109(5), 618-33.

De Souza Jr CM, Hayashi S, Veríssimo A. 2009. Near real-time deforestation detection for enforcement of forest reserves in Mato Grosso. In Proceedings of Land Governance in Support of the Millennium Development Goals: Responding to New Challenges, World Bank Conference, Washington, DC.

Dorvillé LFM. 1996. Mosquitoes as bioindicators of forest degradation in southeastern Brazil, a statistical evaluation of published data in the literature. Studies on Neotropical Fauna and Environment, 31: 68-78.

Ewers RM & Didham, R. K. 2008. Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(14), 5426-5429.

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 34(1), 487-515.

Faran ME, Linthicum KJ. 1981. A handbook of the Amazonian species of *Anopheles* (*Nyssorhynchus*) (Diptera: Culicidae). Mosquito Sys 13: 1-8.

Fearnside PM & Laurance WF. 2002. O futuro da Amazônia: os impactos do programa Avança Brasil. Ciência Hoje, 31(182), 61-65.

Fernandes VB & Reydon BP. 2014. Sobre o conceito de fronteira. In: “Desenvolvimento sem desmatamento”. Policy in focus – Centro Internacional de Políticas para o Crescimento Inclusivo (IPC-IG), Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Agosto, No. 29.

Flores-Mendoza C, Fernandez R, Escobedo-Vargas KS, Vela-perez Q, Schoeler GB. 2004. Natural *Plasmodium* infections in *Anopheles darlingi* and *Anopheles benarrochi* (Diptera: Culicidae) from eastern Peru. Journal of Medical Entomology, 41, 489–494.

Forattini OP. 2002. Culicidologia médica, vol. 2. Editora da Universidade de São paulo, São paulo, Sp, Brasil.

Forattini OP & Massad E. 1998. Culicidae vectors and anthropic changes in a southern Brazil natural ecosystem. Ecosystem Health, 4: 9-19.

- Foster PG, De Oliveira TMP, Bergo ES, Conn JE, Sant'Ana DC, Nagaki SS, Nihei S, Lamas CE, González C, Moreira CC, Sallum MAM. 2017. Phylogeny of Anophelinae using mitochondrial protein coding genes. *R. Soc. Open Sci.* 4(11), 170758.
- Galardo AKR, Arruda M, D'Almeida CAAR, Wirtz R, Lounibos LP, Zimmerman RH. 2007. Malaria vector incrimination in three rural riverine villages in the Brazilian Amazon. *Am J Trop Med Hyg* 76: 461-469.
- Galaz V, Crona B, Dauriach A, Jouffray JB, Österblom H, Fichtner J. 2018. Tax havens and global environmental degradation. *Nature Ecology & Evolution*, 1.
- Gama RA, Santos RL, Santos FD, Silva IM, Resende MC, Eiras ÁE. 2009. Periodicity of capture of the *Anopheles darlingi* Root (Diptera: Culicidae) in Porto Velho, Rondônia, Brazil. *Neotropical entomology*, 38(5), 677-682.
- Gil LHS, Rodrigues MDS, Katsuragawa TH. 2015. Seasonal distribution of malaria vectors (Diptera: Culicidae) in rural localities of Porto Velho, Rondônia, Brazilian Amazon. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 57(3), 263-267.
- Goh CS, Wicke B, Verstegen J, Faaij A, Junginger M. 2016. Linking carbon stock change from land-use change to consumption of agricultural products: A review with Indonesian palm oil as a case study. *Journal of environmental management*, 184, 340-352.
- Griffin JT, Hollingsworth TD, Okell LC, Churcher TS, White M, Hinsley W, Ghani AC. 2010. Reducing *Plasmodium falciparum* malaria transmission in Africa: a model-based evaluation of intervention strategies. *PLoS medicine*, 7(8), e1000324.
- Guernier V, Hochberg ME, Guégan J. 2004. Ecology drives the worldwide distribution of human diseases. *PLoS Biol.* 2, 0740–0746.
- Gupta R. K., L. C. Rutledge. 1994. Role of repellents in vector control and disease prevention *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 50, pp. 82–86.
- Hahn MB, Gangnon RE, Barcellos C, Asner GP, Patz, JA. 2014. Influence of deforestation, logging, and fire on malaria in the Brazilian Amazon. *PLoS One* 9(1).
- Hasan AU, Suguri S, Sattabongkot J, Fujimoto C, Amakawa M, Harada M, Ohmae H. 2009. Implementation of a novel PCR based method for detecting malaria parasites from naturally infected mosquitoes in Papua New Guinea. *Malaria journal*, 8(1), 182.

Hay SI, Guerra CA, Tatem AJ, Noor AM, Snow RW. 2004. The global distribution and population at risk of malaria: past, present, and future. *The Lancet infectious diseases*, 4(6), 327-336.

Hechinger RF & Lafferty KD. 2005. Host diversity begets parasite diversity: bird final hosts and trematodes in snail intermediate hosts. *Proc. R. Soc. Lond. B* 272:1059–1066.

Henders S, Persson UM, Kastner T. 2015. Trading forests: land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk *commodities*. *Environmental Research Letters*.;10(12): 125012.

Hiwat H & Bretas G. 2011. Ecology of *Anopheles darlingi* Root with respect to vector importance: a review. *Parasit. Vectors* 4: 177.

IMAZON - Instituto Homem e Meio Ambiente da Amazônia. 2018. Boletins de desmatamento da Amazônia Legal. Disponível em: <http://imazon.org.br/>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. 2008. Região de Influência das Cidades – REGIC 2007. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/regic.shtm>.

IMAZON - Instituto Homem e Meio Ambiente da Amazônia. 2015. Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (Janeiro 2015) SAD. Disponível em: http://imazon.org.br/pdfimazon/portugues/transparencia_florestal/amazonia_legal/SAD-Janeiro2015.pdf

Kirby KR, Laurance WF, Albernaz AK, Schroth G, Fearnside PM, Bergen S, Venticinque EM, Da Costa C. 2006. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures*, 38(4), 432-453.

Klein TA, Lima JB, Tada MS. 1991. Comparative susceptibility of anopheline mosquitoes to *Plasmodium falciparum* in Rondonia, Brazil. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 44(6), 598-603.

Kremsater L, Bunnell FL. 1999. Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests. In *Forest Fragmentation: Wildlife and*

Management Implications, ed. JA Rochelle, LA Lehmann, JWisniewski, pp. 117–53. Boston, MA: Brill. 301 pp.

Kweka EJ, Kimaro EE, Munga S. 2016. Effect of Deforestation and Land Use Changes on Mosquito Productivity and Development in Western Kenya Highlands: Implication for Malaria Risk. *Front Public Health* 4, 238.

Lafferty KD. 2009. Calling for an ecological approach to studying climate change and infectious diseases. *Ecology* 90:4, 932-933.

Lane J. 1953. Neotropical Culicidae. vol. II: Tribe Culicini, Deinocerites, Uranotaenia, Mansonia, Orthopodomyia, Aedomyia, Aedes, psorophora, Haemagogus, tribe Sabethini, Trichoprosopon, Wyeomyia, phoniomyia, Limatus and Sabethes. Universidade de São paulo, São paulo, Sp, Brasil.

Lapola DM, Schaldach R, Alcamo J, Bondeau A, Koch J, Koelking C, Priess JA. 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 200907318.

Laurance WF, Cochrane MA, Bergen S, Fearnside PM, Delamônica P, Barber C, D'angelo SE, Fernandes T. 2001. The Future of the Brazilian Amazon. *Science* 291, pp. 438-439.

Laurance W F, Delamonica P, D'Angelo S, Jerozolinski A, Pohl L, et al. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology* 82:105–16.

Lefèvre T, Gouagna LC, Dabiré KR, Elguero E, Fontenille D, Renaud F, Thomas F. 2009. Beyond nature and nurture: phenotypic plasticity in blood-feeding behavior of *Anopheles gambiae* s.s. when humans are not readily accessible. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 81(6), 1023-1029.

Lenzen M, Geschke A, Abd Rahman MD, Xiao Y, Fry J, Reyes R, Moran D. 2017. The Global MRIO Lab—charting the world economy. *Economic Systems Research*, 29(2), 158-186.

Lenzen M, Kanemoto K, Moran D, Geschke A. 2012. Mapping the structure of the world economy. *Environmental science & technology*, 46(15), 8374-8381.

- Lenzo P, Traverso M, Salomone R, Ioppolo G. 2017. Social Life Cycle Assessment in the Textile Sector: An Italian Case Study. *Sustainability*, 9(11), 2092.
- Leontief W, Chenery HB, Clark PG, Duesenberry JS, Ferguson AR, Grosse AP, et al. 1953. W. L. Interregional theory. In: editors. *Studies in the Structure of the American Economy*. New York, NY, USA.
- Lima JMT, Vittor A, Rifai S, Valle D. 2017. Does deforestation promote or inhibit malaria transmission in the Amazon? A systematic literature review and critical appraisal of current evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B*. 372(1722), p. 20160125.
- Lothrop HD, Reisen WK. 2001. Landscape affects the host-seeking patterns of *Culex tarsalis* (Diptera: Culicidae) in the Coachella Valley of California. *Journal of Medical Entomology*, 38(2), 325-332.
- ONU – Organização das Nações Unidas. 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development 2015 Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>.
- Malik A, Lenzen M, McAlister S, McGain F. 2018. The carbon footprint of Australian health care. *The Lancet Planetary Health*.; 2(1): e27-e35.
- Menard, S. 1995. *Applied Logistic Regression Analysis*: Sage University Series on Quantitative Applications in the Social Sciences. Thousand Oaks, CA: Sage.
- Ministério da Saúde - Brasil. 2018. Malária. Situação epidemiológica. Brasília: MS. Disponível em: <http://portalms.saude.gov.br/saude-de-a-z/malaria/situacao-epidemiologica-dados>.
- Ministério do Desenvolvimento Agrário – MDA. 2012. Boletim de análise sobre o desmatamento em assentamentos na Amazônia. n 01, dezembro. Disponível em: http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/reforma-agraria/analise-balanco-e-diagnosticos/boletins-assentamentos-verdes/boletim_assentamentos_verdes_n_1_incra_v18_03_2013.pdf
- Mueller-Wilm, U, Devignot O, Pessiot L. Sen2Cor. [s.l.] 2017. European Space Agency.
- Nepstad DC, Stickler CM, Almeida OT. 2006. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conservation biology*, 20(6), 1595-1603.

- Oliveira RL. 2005. Principais insetos vetores e mecanismos de transmissão das doenças infecciosas e parasitárias. In: Coura J. R. Dinâmica das Doenças Infecciosas e parasitárias. Rio de Janeiro, editora Guanabara.
- Olson SH, Gangnon R, Silveira GA, Patz JA. 2010. Deforestation and malaria in Mâncio Lima county, Brazil. *Emerging Infect. Dis.* 16(7), 1108.
- Ostfeld RS, Glass GE, Keesing F. 2005. Spatial epidemiology: an emerging (or re-emerging) discipline. *Trends in ecology & evolution*, 20(6), 328-336.
- Pardini R, Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *pLoS ONE*, San Francisco, v. 5, p. e13666.
- Prist PR, Uriarte M, Tambosi LR, PradoA, Pardini R, Metzger JP. 2016. Landscape, environmental and social predictors of Hantavirus risk in São Paulo, Brazil. *PloS one*, 11(10), e0163459.
- Pulliam HR. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132(5), 652-661.
- Reiskind MH, Griffin RH, Janairo MS, Hopperstad KA. 2017. Mosquitoes of field and forest: the scale of habitat segregation in a diverse mosquito assemblage. *Medical and veterinary entomology*, 31(1), 44-54.
- Rejmánková E, Harbin-Ireland A, Lege M. 2000. Bacterial abundance in larval habitats of four species of *Anopheles* (Diptera: Culicidae) in Belize, Central America. *Journal of Vector Ecology*, 25, 229-239.
- Ries L, Fletcher Jr, RJ, Battin J, Sisk TD. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491-522.
- Rosa-Freitas MG, Broomfield G, Priestman A, Milligan PJ, Momen HOOMAN, Molyneux DH. (1992). Cuticular hydrocarbons, isoenzymes and behavior of three populations of *Anopheles darlingi* from Brazil. *Journal-American Mosquito Control Association*, 8, 357-357.
- Rozendaal JA. 1989. Impregnated mosquito nets and curtains for self-protection and vector control. *Tropical Diseases Bulletin*, 86, R1–R41.

- Rufalco-Moutinho P, Schweigmann N, Bergamaschi DP, Sallum MAM. 2016. Larval habitats of *Anopheles* species in a rural settlement on the malaria frontier of southwest Amazon, Brazil. *Acta tropica*, 164, 243-258.
- Sant'Anna AA. 2012. "Land inequality and deforestation in the Brazilian Amazon," *Annals of 40th ANPEC Annual Meeting*.
- Santos LM, Gama RA, Eiras AE, Fonseca CG. 2010. Genetic differences based on AFLP markers in the mosquito species *Anopheles darlingi* collected in versus near houses in the region of porto Velho, RO, Brazil. *Genet Mol Res*, 9(4), 2254-2262.
- Sawyer DR. 1988. Frontier malaria in the Amazon region of Brazil: types of malaria situations and some implications for control. Brasília: PHO/WHO/TDR.
- Sawyer DR. Malaria on the Amazon frontier: economic and social aspects of transmission and control. 1986. *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health* 17(3), 342-5.
- Sawyer DR & Sawyer DO. 1992. The malaria transition and the role of social science research. *Advancing the health in developing countries: the role of social research*. Westport: Auburn House, 105, 122.
- Schäfer M & Lundström JO. 2001. Comparison of mosquito (Diptera: Culicidae) fauna characteristics of forested wetlands in Sweden. *Ann. Entomol. SAe. Am.* 94: 576–582.
- Shannon R. 1939. Methods for collecting and feeding mosquitos in jungle yellow fever studies. *Am. J. Trop. Med.* 19: 131-140.
- Silva L. 2008. Terras devolutas e latifúndio. 2ª Ed. Campinas: Editora Unicamp.
- Singer BH & De Castro MC. 2001. Agricultural colonization and malaria on the Amazon frontier. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* Dec. 954, 184-222.
- Sinka ME, Rubio-Palis Y, Manguin S, Patil AP, Temperley WH, Gething PW, Hay SI. 2010. The dominant *Anopheles* vectors of human malaria in the Americas: occurrence data, distribution maps and bionomic précis. *Parasites & Vectors*, 3(1), 72.
- SIVEP – Sistema de Informação da Vigilância Epidemiológica. 2018. Resumo Epidemiológico – Malária. Secretaria de Vigilância em Saúde, Ministério da Saúde.

Smith DL, Battle KE, Hay SI, Barker CM, Scott TW, McKenzie FE. 2012. Ross, Macdonald, and a theory for the dynamics and control of mosquito-transmitted pathogens. *PLoS pathogens*, 8(4), e1002588.

Soares JLN & Espindola CR. 2008. Geotecnologias no planejamento de assentamentos rurais: premissa para o Desenvolvimento Rural Sustentável. *Revista NERA*, Presidente Prudente. ano 11, No. 12, pp. 108-116.

Tadei WP, Dos Santos JMM, Costa WLS, Scarpassa VM. 1988. Biologia de anofelinos amazônicos XII. Ocorrência de espécies de *Anopheles*, dinâmica da transmissão e controle da malária na zona urbana de Ariquemes (Rondônia) *Rev Inst Med Trop São Paulo* 30: 221-251.

Terrazas WCM, De Souza Sampaio V, De Castro DB, Pinto RC, De Albuquerque BC, Sadahiro M., Dos Passos, RA, Braga JU. 2015. Deforestation, drainage network, indigenous status, and geographical differences of malaria in the State of Amazonas. *Malaria J.* 14(1), 379.

Tongren JE, Zavala F, Roos DS, Riley EM. 2004. Malaria vaccines: if at first you don't succeed. *TRENDS in parasitology*, 20(12), 604-610.

Turner MG. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36, 319-344.

UNCTAD – United Nations Conference on Trade and Development. 2015. State of Commodity Dependence. Special Unit on Commodities. United Nations, New York and Geneva (2014).

Valle D & Clark J. 2013. Conservation efforts may increase malaria burden in the Brazilian Amazon. *PLoS One* 8(3), e57519.

Valle D & Lima JMT. 2014. Large-scale drivers of malaria and priority areas for prevention and control in the Brazilian Amazon region using a novel multi-pathogen geospatial model. *Malaria journal*, 13(1), p.443.

Vittor AY, Gilman RH, Tielsch J, Glass G, Shields T, Lozano WS, et al. 2006. The effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of falciparum malaria in the Peruvian Amazon. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 74(1), 3-11.

- Voorham J. 2002. Intra-population plasticity of *Anopheles darlingi*'s (Diptera, Culicidae) biting activity patterns in the state of Amapá, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, 36, 75-80.
- Warton DI. 2008. Raw data graphing: an informative but under-utilized tool for the analysis of multivariate abundances. *Austral Ecol.* 33: 290-300.
- Warton DI & Hudson HM. 2004. A Manova statistic is just as powerful as distance-based statistics, for multivariate abundances. *Ecology* 85: 858-874.
- White NJ. 2011. Determinants of relapse periodicity in *Plasmodium vivax* malaria. *Malaria journal*, 10(1), 297.
- WHO - World Health Organization. 2017. *Malaria Report*. 162 p.
- Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape ecology*, 28(6), 999-1023.
- Yasuoka J & Levins R. 2007. Impact of deforestation and agricultural development on anopheline ecology and malaria epidemiology. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 76(3), 450-460.
- Zavortink TJ. 1973. Mosquitos studies (Diptera, Culicidae). XXIX. A review of the subgenus *Kerteszia* of *Anopheles*. *Contributions of American Entomological Institute*. 1973, Gainesville, 9 (3): 1-59.
- Zhu S, Zhang H, Liu R, Cao Y & Zhang G. 2014. Comparison of Sampling Designs for Estimating Deforestation from Landsat TM and MODIS Imagery: A Case Study in Mato Grosso, Brazil. *Sci. World J.*, 10 p.

ANEXOS

Anexo I - Localidades rurais selecionadas para captura de Culicídeos, período de coleta e respectivos valores do índice parasitário anual (IPA).

Município	Estado	Localidade ^a	Mês e ano de coleta	IPA
Acrelândia	AC	Assentamento Porto Dias; Fazenda Jéssica	Janeiro, 2015	90 ^b
Cruzeiro do Sul	AC	Saboeiro; Cohab; Canela Fina; Humaitá; Igarapé preto	Abril, 2015	179 ^c
Mâncio Lima	AC	Guarani; Pentecostes	Maio, 2015	324 ^c
Lábrea	AM	Boa Água; Umari	Julho, 2015	119 ^c
Acrelândia	AC	Assentamento Porto Dias; Granada	Setembro, 2015	6 ^c
Machadinho	RO	Assentamento Galo Velho	Outubro, 2015	108 ^b
Pacajá	PA	Assentamento Cururuí	Abril, 2016	112 ^b
Humaitá	AM	Realidade; Vila Cristolândia	Julho, 2016	235 ^b
Itacoatiara	AM	Novo Remanso; Ramal do Minério	Novembro, 2016	101 ^b
Rodrigues Alves	AC	Assentamento Arco Íris	Junho, 2017	109 ^b
Guajará	AM	Ramal do Gama; Badejo do Meio; Igarapé Grande	Julho, 2017	450 ^b
Presidente Figueiredo	AM	Nova Jerusalém; Ramal do Estrela; Ramal do Paulista; Água Azul	Agosto, 2017	57 ^c
São Gabriel da Cachoeira	AM	Comunidade Santo Antonio; Itacoatiara Mirim; Estrada Porto Camanaus; Tiago Montalvo; Miguel Quirino; Sítio Pedro Garcia	Novembro, 2017	275 ^c

^a dados das Secretarias Municipais de Saúde/Secretaria de Vigilância em Saúde (SIVEP-MALÁRIA); ^b IPA das localidades por semana epidemiológica; ^c IPA do município para o ano de coleta.

Anexo II - Distribuição da abundância total (n) e relativa (n/%) das espécies de Culicidae pelas métricas de paisagem, cobertura florestal e densidade de borda, no peridomicílio e na margem da mata de áreas rurais malarígenas na Amazônia brasileira.

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)											
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio						Margem da mata					
			≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5					
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%		
<i>Aedeomyia squamipennis</i>	(Lynch Arribalzaga)	Aedeomyiini	3	0,1	0	0,0	6	0,2	1	0,0	2	0,1	136	4,1	60	2,6	81	4,1	4	0,2	9	0,5	2	0,1	3	0,1	7	0,2	135	4,6	62	1,7	93	1,7
<i>Aedes albopictus</i>	(Skuse)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Aedes argyrothorax</i>	Bonne-Wepster and Bonne	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	0	0,0	1	0,0
<i>Aedes fulvithorax</i>	(Lutz)	Aedini	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Aedes fulvus</i>	(Wiedemann)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	45	1,3	11	0,5	5	0,3	20	0,8	58	3,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	53	1,8	57	1,6	29	0,5
<i>Aedes fulvus spl</i>		Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,2	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,2	0	0,0	3	0,1
<i>Aedes hastatus</i>	Dyar	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0
<i>Aedes hortator</i>	Dyar and Knab	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1
<i>Aedes infirmatus</i>	Dyar and Knab	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0
<i>Aedes scapularis</i>	(Rondani)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	2	0,1	1	0,0	5	0,2	0	0,0	10	0,4	13	0,8	1	0,0	2	0,0	0	0,0	15	0,5	14	0,4	0	0,0
<i>Aedes serratus</i>	(Theobald)	Aedini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,1	19	0,6	8	0,3	1	0,1	46	1,7	12	0,7	0	0,0	0	0,0	3	0,1	31	1,0	13	0,4	41	0,8
<i>Aedes serratus / nubilus</i>		Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	16	0,5	5	0,2	1	0,1	32	1,2	18	1,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15	0,5	26	0,7	31	0,6
<i>Psorophora albigena</i>	(Peryassú)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	7	0,4	21	0,8	10	0,6	0	0,0	1	0,0	0	0,0	14	0,5	15	0,4	13	0,2
<i>Psorophora albipes</i>	(Theobald)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,2	0	0,0	4	0,1	19	0,8	36	1,8	32	1,2	1	0,1	0	0,0	5	0,1	0	0,0	25	0,8	27	0,8	40	0,7
<i>Psorophora amazonensis</i>	(Theobald)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0
<i>Psorophora cingulata</i>	(Fabricius)	Aedini	1	0,0	6	0,2	23	0,9	19	0,8	21	1,2	65	1,9	42	1,8	173	8,7	47	1,8	32	1,9	3	0,1	26	0,4	45	1,0	61	2,1	42	1,2	248	4,5
<i>Psorophora dimidiata</i>	Cerqueira	Aedini	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	2	0,1	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0
<i>Psorophora discruciens</i>	(Walker)	Aedini	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Psorophora ferox</i>	(von Humboldt)	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1	1	0,0	2	0,1	4	0,2	3	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	4	0,1	7	0,1
<i>Psorophora saeva</i>	Dyar and Knab	Aedini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1	1	0,0	0	0,0
<i>Anopheles costai</i>	da Fonseca & da Silva Ramos	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,2	0	0,0	18	0,7	17	1,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1	3	0,1	32	0,6
<i>Anopheles costai</i> (próximo)		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	3	0,1	0	0,0		
<i>Anopheles costai</i> G1		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	5	0,3	2	0,1	6	0,4	0	0,0	0	0,0	2	0,1	1	0,0	5	0,1	7	0,1

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)											
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio					Margem da mata						
			≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5					
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%		
<i>Anopheles costai</i> G2	Root	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0		
<i>Anopheles costai</i> G3		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	11	0,5	1	0,1	0	0,0	5	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,2	10	0,3	0	0,0
<i>Anopheles costai</i> G4		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,1
<i>Anopheles costai</i> G5		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Anopheles fluminensis (latu sensu)</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,0		
<i>Anopheles fluminensis (strictu sensu)</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,1	0	0,0		
<i>Anopheles fluminensis</i> G1		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	1	0,0	4	0,1	0	0,0		
<i>Anopheles fluminensis</i> G2		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,1	0	0,0		
<i>Anopheles fluminensis (próximo)</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0		
<i>Anopheles forattini</i>		Wilkerson and Sallum	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,2	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8	0,3	0	0,0	0	0,0	
<i>Anopheles malefactor (próximo)</i>	Dyar and Knab	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0		
<i>Anopheles mattogrossensis</i>	Lutz and Neiva	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,2	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	5	0,1	0	0,0	2	0,1	0	0,0	1	0,0
<i>Anopheles minor</i>	Da Costa Lima	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	7	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8	0,3	1	0,0	0	0,0	0	0,0		
<i>Anopheles peryassui</i>	Dyar and Knab	Anophelinae	0	0,0	1	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	20	1,0	25	1,0	20	1,2	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	32	0,9	34	0,6
<i>Anopheles punctimacula</i>	Dyar and Knab	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	11	0,7	0	0,0	0	0,0	4	0,1	0	0,0	0	0,0	11	0,2
<i>Anopheles punctimacula (próximo)</i>	Gabaldon, Cova Garcia & Lopez	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0		
<i>Anopheles rangeli</i>		Anophelinae	5	0,1	0	0,0	0	0,0	35	1,5	5	0,3	4	0,1	1	0,0	3	0,2	18	0,7	19	1,1	0	0,0	44	0,7	1	0,0	20	0,7	23	0,6	2	0,0
<i>Anopheles shannoni</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Anopheles sp.</i>	Davis	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	0	0,0
<i>Anopheles squamifemur</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,0		
<i>Chagasia fajardi</i>		Anophelinae	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,2	1	0,1	0	0,0	2	0,1	1	0,0	0	0,0	7	0,2	1	0,0	0	0,0		
<i>Chagasia sp.</i>	(Lutz)	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1		

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)									
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio					Margem da mata				
			≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5									
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%
<i>Kerteszia neivai</i>	Howard, Dyar and Knab	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0
<i>Nyssorhynchus albitarsis</i>	Lynch Arribálzaga	Anophelinae	3	0,1	1	0,0	3	0,1	5	0,2	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	5	0,1	4	0,1	1	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus albitarsis</i> H		Anophelinae	1	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	2	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus arthuri</i> C		Anophelinae	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,5	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,2
<i>Nyssorhynchus benarrochi</i>	Gabaldon, Cova-Garcia & Lopez	Anophelinae	6		0		0		0		0		0		1		0		0		0		0		0		6		0		1	
<i>Nyssorhynchus benarrochi</i> B		Anophelinae	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus benarrochi</i> G1		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0
<i>Nyssorhynchus benarrochi</i> G2		Anophelinae	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0
<i>Nyssorhynchus braziliensis</i>	(Chagas)	Anophelinae	59	1,5	8	0,3	3	0,1	1	0,0	0	0,0	3	0,1	4	0,2	66	3,3	3	0,1	0	0,0	3	0,1	1	0,0	67	1,5	3	0,1	73	2,0
<i>Nyssorhynchus darlingi</i>		Anophelinae	3473	86,9	2082	82,2	1839	71,0	1835	77,1	1291	70,8	395	11,8	285	12,2	179	9,0	60	2,3	371	21,9	2143	82,0	5493	87,0	2884	65,4	545	18,4	363	10,1
<i>Nyssorhynchus deaneorum</i>	Rosa-Freitas	Anophelinae	64	1,6	0	0,0	0	0,0	11	0,5	0	0,0	7	0,2	0	0,0	1	0,1	1	0,0	0	0,0	0	0,0	75	1,2	0	0,0	6	0,2	3	0,1
<i>Nyssorhynchus dunhami</i>	Causey	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0
<i>Nyssorhynchus galvaei</i>	Causey, Deane and Deane	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	10	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus goeldii</i>	Rozeboom and Gabaldon	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	1	0,0	25	1,1	0	0,0	166	5,0	20	0,9	1	0,1	4	0,2	0	0,0	0	0,0	26	0,4	0	0,0	190	6,4	0	0,0
<i>Nyssorhynchus konderi</i>	Galvão & Damasceno	Anophelinae	4	0,1	0	0,0	0	0,0	1	0,0	8	0,4	5	0,2	1	0,0	1	0,1	0	0,0	100	5,9	8	0,3	0	0,0	5	0,1	5	0,2	101	2,8
<i>Nyssorhynchus konderi</i> / <i>oswaldoi</i>		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus konderi</i> A		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	61	3,6	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	61	1,7
<i>Nyssorhynchus konderi</i> B		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	40	2,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	59	2,2	296	17,5	38	1,5	0	0,0	2	0,1	59	2,0	289	8,0
<i>Nyssorhynchus nuneztovari</i>		Anophelinae	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus nuneztovari</i> A		Anophelinae	1	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,5	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,2	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus oryzalimnetes</i>	Wilkerson and Motoki	Anophelinae	98	2,5	0	0,0	0	0,0	5	0,2	0	0,0	14	0,4	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	103	1,6	0	0,0	1	0,0	14	0,4
<i>Nyssorhynchus oswaldoi</i> (<i>latu sensu</i>)		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	18	0,9	11	0,4	135	8,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	0,2	158	4,4
<i>Nyssorhynchus oswaldoi</i>	(Peryassú)	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)											
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio						Margem da mata					
			≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5					
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%
<i>(strictu sensu)</i>																																		
<i>Nyssorhynchus oswaldoi</i> A		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15	0,6	5	0,3	2	0,1	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	9	0,3	9	0,3	5	0,1
<i>Nyssorhynchus</i> sp.		Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Nyssorhynchus triannulatus</i>	(Neiva and Pinto)	Anophelinae	0	0,0	27	1,1	7	0,3	22	0,9	3	0,2	136	4,1	210	9,0	132	6,7	174	6,6	21	1,2	42	1,6	14	0,2	3	0,1	391	13,2	103	2,9	179	3,3
<i>Stethomyia thomasi</i>	Shannon	Anophelinae	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Culex (Aedinus) amazonensis</i>	(Lutz)	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	30	1,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	30	0,6
<i>Culex (Anoedioporpa) originator</i>	Gordon and Evans	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0
<i>Culex (Anoedioporpa) sp.</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	1	0,0
<i>Culex (Culex) declarator</i>	Dyar and Knab	Culicini	0	0,0	0	0,0	6	0,2	1	0,0	8	0,4	26	0,8	127	5,5	31	1,6	28	1,1	2	0,1	6	0,2	4	0,1	5	0,1	53	1,8	64	1,8	99	1,8
<i>Culex (Culex) Grupo Coronator</i>		Culicini	1	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0	3	0,2	15	0,5	30	1,3	17	0,9	17	0,6	20	1,2	1	0,0	5	0,1	2	0,1	42	1,4	12	0,3	45	0,8
<i>Culex (Culex) mollis</i>	Dyar and Knab	Culicini	1	0,0	0	0,0	5	0,2	2	0,1	9	0,5	1	0,0	252	10,8	8	0,4	7	0,3	36	2,1	7	0,3	4	0,1	6	0,1	72	2,4	214	5,9	17	0,3
<i>Culex (Culex) nigripalpus</i>	Theobald	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	4	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	1	0,0	5	0,1
<i>Culex (Culex) quinquefasciatus</i>	Say	Culicini	171	4,3	153	6,0	98	3,8	126	5,3	15	0,8	0	0,0	0	0,0	5	0,3	0	0,0	10	0,6	98	3,8	36	0,6	429	9,7	1	0,0	7	0,2	11	0,2
<i>Culex (Culex) sp.</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	6	0,2	24	1,0	212	10,7	34	1,3	5	0,3	0	0,0	0	0,0	2	0,1	34	1,2	206	5,7	42	0,8
<i>Culex (Melanoconion) adamesi</i>	Sirivanakarn and Galindo	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,4	24	0,9	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	35	0,6
<i>Culex (Melanoconion) aureonotatus</i>	Duret and Barreto	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	5	0,2	0	0,0	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	7	0,1		
<i>Culex (Melanoconion) bastagarius</i>	Dyar and Knab	Culicini	19	0,5	14	0,6	4	0,2	1	0,0	134	7,4	100	3,0	99	4,3	54	2,7	130	4,9	130	7,7	117	4,5	33	0,5	22	0,5	162	5,5	164	4,6	187	3,4
<i>Culex (Melanoconion) clarki</i>	Evans	Culicini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0
<i>Culex (Melanoconion) crybda</i>	Dyar	Culicini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	8	0,4	9	0,3	1	0,1	0	0,0	1	0,0	2	0,1	5	0,1	10	0,2		

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)											
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio						Margem da mata					
			≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%
<i>Culex (Melanoconion) crybda sp1</i>	Forattini & Sallum	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	64	2,8	1	0,1	29	1,1	11	0,7	0	0,0	0	0,0	0	0,0	27	0,9	8	0,2	73	1,3
<i>Culex (Melanoconion) eknomios</i>		Culicini	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	3	0,2	1	0,0	2	0,1	0	0,0	1	0,0	0	0,0	4	0,1	2	0,1	2	0,0
<i>Culex (Melanoconion) ensiformis</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	0,2	0	0,0	1	0,1	2	0,1	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	0,2	0	0,0	4	0,1
<i>Culex (Melanoconion) gnomatos</i>	Sallum, Hutchings, Leila and Ferreira	Culicini	4	0,1	27	1,1	0	0,0	1	0,0	0	0,0	43	1,3	90	3,9	6	0,3	94	3,6	1	0,1	0	0,0	0	0,0	32	0,7	5	0,2	91	2,5	138	2,5
<i>Culex (Melanoconion) Grupo Atratus</i>	Dyar	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	19	0,6	11	0,5	27	1,4	1	0,0	6	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	32	1,1	31	0,9	1	0,0
<i>Culex (Melanoconion) Grupo Educator</i>		Culicini	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	7	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	7	0,2	0	0,0
<i>Culex (Melanoconion) Grupo Pilosus</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	2	0,1	1	0,1	5	0,2	3	0,2	0	0,0	1	0,0	0	0,0	5	0,2	2	0,1	4	0,1
<i>Culex (Melanoconion) inadmirabilis</i>	Dyar and Knab	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	24	1,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	24	0,7	0	0,0
<i>Culex (Melanoconion) ocossa</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	3	0,1	0	0,0	12	0,7	0	0,0	0	0,0	12	0,6	1	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,2	3	0,1	1	0,0	12	0,3	0	0,0
<i>Culex (Melanoconion) pedroi</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	27	0,8	1	0,0	0	0,0	16	0,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	13	0,4	1	0,0	30	0,6		
<i>Culex (Melanoconion) portesi</i>	Senevet and Abonnenc	Culicini	3	0,1	48	1,9	1	0,0	2	0,1	11	0,6	335	10,0	352	15,1	40	2,0	175	6,6	6	0,4	1	0,0	2	0,0	62	1,4	0	0,0	392	10,9	516	9,4
<i>Culex (Melanoconion) ribeirensis</i>	Forattini and Sallum	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	6	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	5	0,1	1	0,0
<i>Culex (Melanoconion) sp.</i>		Culicini	1	0,0	14	0,6	3	0,1	0	0,0	2	0,1	26	0,8	146	6,3	44	2,2	163	6,2	50	3,0	6	0,2	3	0,1	11	0,3	51	1,7	126	3,5	252	4,6
<i>Culex (Melanoconion) sp. Seção Melanoconion</i>		Culicini	5	0,1	10	0,4	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	3	0,2	6	0,2	0	0,0	0	0,0	2	0,0	14	0,3	2	0,1	3	0,1	6	0,1
<i>Culex (Melanoconion) spissipes</i>	(Theobald)	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	13	0,5	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	13	0,2
<i>Culex (Melanoconion)</i>		Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0		

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)												
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio					Margem da mata							
			≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	≤ 25	25 – 45	45 – 60	60 – 75	> 75	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5	0 – 1,5	1,5 – 2,0	2,0 – 3,5												
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	
Seção Spissipes																																			
<i>Culex (Melanoconion) theobaldi</i>	(Lutz)	Culicini	10	0,3	31	1,2	6	0,2	30	1,3	63	3,5	2	0,1	1	0,0	13	0,7	15	0,6	30	1,8	7	0,3	81	1,3	52	1,2	22	0,7	18	0,5	21	0,4	
<i>Culex (Melanoconion) vaxus</i>	Dyar	Culicini	0	0,0	41	1,6	0	0,0	6	0,3	0	0,0	1	0,0	7	0,3	0	0,0	0	0,0	1	0,1	2	0,1	45	0,7	0	0,0	3	0,1	3	0,1	3	0,1	
<i>Culex (Melanoconion) vomerifer</i>	Komp	Culicini	0	0,0	6	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	11	0,3	17	0,7	18	0,9	28	1,1	2	0,1	0	0,0	0	0,0	6	0,1	0	0,0	13	0,4	63	1,2	
<i>Culex (Melanoconion) zeteki</i>	Dyar	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	22	0,7	6	0,3	2	0,1	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	25	0,8	5	0,1	3	0,1	
<i>Culex (Phe.) airozai</i>	Lane	Culicini	0		0		0		0		2		0		4		1		0		3		0		0		2		0		4		4	0,1	
<i>Lutzia bigoti</i>	(Bellardi)	Culicini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	
<i>Coquillettidia albicosta</i>	(Peryassú)	Mansoniini	3	0,1	1	0,0	4	0,2	0	0,0	1	0,1	415	12,4	13	0,6	13	0,7	36	1,4	11	0,7	1	0,0	1	0,0	11	0,3	5	0,2	11	0,3	476	8,7	
<i>Coquillettidia arribalzagae</i>	(Theobald)	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	5	0,2	12	0,5	0	0,0	15	0,6	1	0,1	0	0,0	1	0,0	0	0,0	1	0,0	5	0,1	27	0,5	
<i>Coquillettidia chrysonotum</i>	(Peryassú)	Mansoniini	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	14	0,4	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0	0	0,0	14	0,5	0	0,0	0	0,0	
<i>Coquillettidia hermanoi</i>	(Lane and Coutinho)	Mansoniini	1	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	49	1,5	0	0,0	0	0,0	3	0,1	18	1,1	2	0,1	1	0,0	0	0,0	27	0,9	6	0,2	37	0,7	
<i>Coquillettidia juxtamansonia</i>	(Chagas)	Mansoniini	0	0,0	11	0,4	3	0,1	0	0,0	1	0,1	40	1,2	155	6,7	20	1,0	14	0,5	1	0,1	8	0,3	6	0,1	1	0,0	187	6,3	5	0,1	38	0,7	
<i>Coquillettidia lynchi</i>	(Shannon)	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	15	0,6	0	0,0	9	0,3	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	8	0,2	14	0,3	
<i>Coquillettidia nigricans</i>	(Coquillett)	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	2	0,1	0	0,0	14	0,7	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	2	0,1	0	0,0	15	0,3	
<i>Coquillettidia venezuelensis</i>	(Theobald)	Mansoniini	19	0,5	4	0,2	6	0,2	5	0,2	3	0,2	1085	32,3	78	3,4	39	2,0	856	32,4	4	0,2	3	0,1	18	0,3	19	0,4	332	11,2	29	0,8	1713	31,3	
<i>Mansonia amazonensis</i>	(Theobald)	Mansoniini	2	0,1	0	0,0	2	0,1	0	0,0	4	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	4	0,2	1	0,0	3	0,1	0	0,0	1	0,0	0	0,0	
<i>Mansonia flaveola</i>	(Coquillett)	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	
<i>Mansonia guyanensis</i>	Clastrier	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	
<i>Mansonia humeralis</i>	Dyar and Knab	Mansoniini	0	0,0	2	0,1	359	13,9	14	0,6	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	2	0,1	2	0,1	3	0,1	370	8,4	0	0,0	0	0,0	7	0,1	
<i>Mansonia indubitans</i>	Dyar and Shannon	Mansoniini	19	0,5	22	0,9	92	3,6	139	5,8	156	8,6	5	0,2	9	0,4	8	0,4	133	5,0	62	3,7	18	0,7	201	3,2	209	4,7	5	0,2	24	0,7	187	3,4	
<i>Mansonia pseudotitillans</i>	(Theobald)	Mansoniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	
<i>Mansonia sp.</i>		Mansoniini	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	
<i>Mansonia titillans</i>	(Walker)	Mansoniini	14	0,4	7	0,3	105	4,1	51	2,1	7	0,4	42	1,3	6	0,3	572	28,9	68	2,6	1	0,1	66	2,5	26	0,4	92	2,1	155	5,2	530	14,7	3	0,1	

			Cobertura Florestal (%)																				Densidade de borda (m / ha)													
			Peridomicílio										Margem da mata										Peridomicílio						Margem da mata							
			≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		≤ 25	25 – 45		45 – 60		60 – 75		> 75		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5		0 – 1,5	1,5 – 2,0		2,0 – 3,5							
Espécies	Autores	Unidade taxonômica	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%	n	n/%				
<i>Johnbelkinia longipes</i>	(Fabricius)	Sabethini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0				
<i>Limatus durhami</i>	Theobald	Sabethini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	3	0,1		
<i>Trichoprosopon digitatum</i>	(Rondani)	Sabethini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	2	0,1	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,1		
<i>Trichoprosopon sp.</i>		Sabethini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	0	0,0	1	0,0	3	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	1	0,0	4	0,1		
<i>Wyeomyia sp.</i>		Sabethini	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,3	0	0,0	0	0,0	1	0,0	2	0,1	1	0,0	3	0,1		
<i>Uranotaenia apicalis</i>	Theobald	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	6	0,3	5	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	12	0,2		
<i>Uranotaenia calosomata</i>	Dyar and Knab	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	3	0,1	1	0,1	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	6	0,1		
<i>Uranotaenia calosomata</i> (próximo)		Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0		
<i>Uranotaenia davisii</i>	Lane	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0		
<i>Uranotaenia geometrica</i>	Theobald	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	2	0,1	4	0,1	20	0,9	26	1,3	8	0,3	2	0,1	3	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	6	0,2	9	0,3	45	0,8
<i>Uranotaenia lowii</i>	Theobald	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,1	0	0,0	5	0,2	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	5	0,1		
<i>Uranotaenia nataliae</i>	Lynch Arribálzaga	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	0	0,0		
<i>Uranotaenia pulcherrima</i>	Lynch Arribálzaga	Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	5	0,3	6	0,2	1	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	1	0,0	13	0,2		
<i>Uranotaenia sp.</i>		Uranotaeniini	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,1	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0	2	0,0		
Total			3996	100	2533	100	2592	100	2380	100	1823	100	3356	100	2330	100	1980	100	2642	100	1691	100	2612	100	6313	100	4410	100	2967	100	3603	100	5479	100		

Anexo III - Abundance of impacted forest patches less than 5 km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil.

SCIENTIFIC REPORTS

OPEN

Abundance of impacted forest patches less than 5 km² is a key driver of the incidence of malaria in Amazonian Brazil

Leonardo Suveges Moreira Chaves¹, Jan E. Conn^{2,3}, Rossana Verónica Mendoza López⁴ & Maria Anice Mureb Sallum¹

The precise role that deforestation for agricultural settlements and commercial forest products plays in promoting or inhibiting malaria incidence in Amazonian Brazil is controversial. Using publically available databases, we analyzed temporal malaria incidence (2009–2015) in municipalities of nine Amazonian states in relation to ecologically defined variables: (i) deforestation (rate of forest clearing over time); (ii) degraded forest (degree of human disturbance and openness of forest canopy for logging) and (iii) impacted forest (sum of deforested and degraded forest patches). We found that areas affected by one kilometer square of deforestation produced 27 new malaria cases ($r^2 = 0.78$; $F_{1,10} = 35.81$; $P < 0.001$). Unexpectedly, we found both a highly significant positive correlation between number of impacted forest patches less than 5 km² and malaria cases, and that these patch sizes accounted for greater than ~95% of all patches in the study area. There was a significantly negative correlation between extraction forestry economic indices and malaria cases. Our results emphasize not only that deforestation promotes malaria incidence, but also that it directly or indirectly results in a low Human Development Index, and favors environmental conditions that promote malaria vector proliferation.

The relationship between deforestation and malaria in the Amazon is controversial, with some studies claiming that deforestation can diminish malaria incidence^{1,2}, and others that *Plasmodium* Marchiafava & Celli transmission risk is enhanced by deforestation^{3–6}. An extensive recent review found no overwhelming evidence for a direct, consistent relationship between deforestation, forests, and malaria incidence⁷, but results of the surveyed literature showed that contexts, specific questions/hypotheses, and methodologies employed differed, and strongly influenced outcomes. The Amazon biome is the largest extant area of continuous tropical rain forest, and one of the last remaining active forest frontiers in the world⁸. Exploitation and export of natural resources, including mahogany and other wood of high commercial value worldwide, are linked directly and indirectly to Brazilian economic growth, and associated with the development of new agriculture frontiers⁹. Continuous demands for economic, social and political transformation¹⁰ lead to increased forest destruction, changes in land cover, ecosystem degradation, and reduced biodiversity^{11–13}. Furthermore, illegal logging is widespread, and usually associated with precarious human living conditions¹⁴. Rural development policies in the Amazon are primarily focused on land distribution, allegedly to eliminate extreme poverty and decrease social inequalities. Nevertheless, both small and large landholders play an important role in deforestation for the development of pastures and crops^{15,16}. Economic growth in Brazil is partially dependent on the availability of new forest areas for agri-business investment and human occupation, hastening destruction of the Amazon forest^{17,18}. According to data from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE)¹⁹, the inclusion of forestry products in the commercial exploitation of natural resources in 2015 represented an increase of approximately USD\$ 1.5 billion in the gross value of Brazilian commodities. Commercial forest products included approximately 26 million tons

¹Departamento de Epidemiologia, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brazil.

²Department of Biomedical Sciences, School of Public Health, University at Albany (State University of New York), Albany, NY, USA. ³Wadsworth Center, New York State Department of Health, Albany, NY, USA. ⁴Center of Translational Investigation in Oncology, Cancer Institute of the State of São Paulo, São Paulo, SP, Brazil. Correspondence and requests for materials should be addressed to L.S.M.C. (email: leonardosuveges@usp.br)

Figure 1. Map of the geographical area studied. Highlighted: Brazilian Amazonian states and the areas of timber distribution, deforestation/degradation, and connectivity between regions of forest exploitation and transport, commercial regions of established forestry production and new frontiers of exploitation.

of firewood, 12 million tons of logs and 331 thousand tons of wood charcoal. Could there be an unexplored, possibly indirect association between forestry product production and malaria incidence?

Malaria in the Amazon is characterized by a low transmission landscape, interspersed with malaria hotspots, that are spatially and temporally variable^{20,21}. In such a heterogeneous landscape, malaria is a persistent public health threat^{1,22–24}. It is also seasonal, and has been shown to be linked to rainfall, dry season length and/or survival of the main malaria vector *Nyssorhynchus darlingi* (Root)^{25–27}. The risk of acquiring malaria in an agricultural settlement is mainly associated with environmental and socioeconomic determinants that include characteristics of human dwellings, proximity of dwellings to larval habitats of *Ny. darlingi*, exposure to infected biting females, and forest cover^{21,23,26,28,29}; access to health facilities, diagnostic and treatment for malaria, the educational level of human communities that is associated with community organization and knowledge relative to malaria transmission, history of previous migration, and the economic development of the communities, among others^{29–31}. Moreover, economic growth of an Amazonian rural settlement depends on the development of a market network, robust transport system and social and public infrastructure, including construction of health facilities. These activities are associated with what is defined as pendulum mobility³², which implies continuous human movement between rural areas and cities, a process that can establish and sustain a high incidence of malaria³¹.

Deforestation and changes in land use or land cover are frequently associated with the emergence of larval habitats suitable for *Ny. darlingi*, i.e., small streams or igarapés with partial shade, usually located at the forest edge. The size of a forest patch can increase the distance between larval habitat and forest edge, and modify sunlight incidence, increasing *Ny. darlingi* abundance^{33–36}. Kweka *et al.*³⁷ found that land cover change is a key driver for increasing the abundance of mosquitoes that coincidentally are vectors of pathogens. Although there is evidence that links deforestation and malaria occurrence^{4,38} a statistical analysis of deforested patch sizes, and the potential impact of commercial forestry products on malaria incidence are missing, and we hypothesize that they are overlooked economic drivers in the Amazonian ecosystem with important consequences for *Plasmodium* transmission. The objectives of this study were to: (1) assess the impact of deforestation (km²) on malaria; (2) address temporal and spatial correlation of malaria and deforestation; and (3) verify association between selective logging, charcoal production and malaria; (4) verify correlation of rainfall and the number of malaria cases, deforestation and degraded forest; and between the municipalities with the highest number of malaria cases; (5) test the impact of exploitation of timber and charcoal on malaria incidence, and (6) address the Amazon social service chain of connectivity (supplies, transport, trade and public service demands) and malaria incidence across these network linkages.

Materials and Methods

Database. Malaria incidence, forest degradation and deforestation data used in the analysis included all municipalities of the endemic states of Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima and Tocantins (Fig. 1) from 2009–2015. The Amazon biome represents the spatial unit, and months

from 2009–2015, the temporal unit for the variables. The premise for wood transport routes is the presence of the roads and the new frontier logging zones are classified according to the forest type (commercial tree species) and conditions of access (Fig. 1). Asner *et al.*³⁹ verified that nearly all logging occurs within 25 km of main roads, and within that area, the probability of deforestation for a logged forest (algorithm provided estimates of canopy damage) was up to four times greater than for unlogged forests, helping to support the new frontier logging zone depicted in Fig. 1.

Deforestation and degradation data were obtained as free vectorial shapefiles from the Imazon[®] (Institute of Man and Environment of the Amazon) web site (<http://www.imazongeo.org.br>) that created a system called Deforestation Alert System (DAS). Autochthonous cases of malaria in the Amazonian region were obtained from the Ministry of Health platform (<http://portalsaude.saude.gov.br>), this data refer to total of malaria cases caused by both *Plasmodium vivax* Grassi & Feletti (responsible for most cases) and *Plasmodium falciparum* Welch (less frequent). Data of the network of the geopolitical and social links, and of the geopolitical centers and managerial importance of the territory were obtained from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (Região de influência das cidades, 2007 – IBGE (<http://www.ibge.gov.br>)). The criteria to construct the links between the endemic municipalities of the states were based on the number of autochthonous malaria cases. Thus, the municipalities that did not have reached 80% of total annual malaria case participation, whose annual malaria cases totaled less than 20,000 in that state, were excluded from the geopolitical map, i.e., municipalities of the states of Roraima, Mato Grosso, Maranhão and Tocantins.

Accumulated rainfall (mm³) was used to determine correlation between malaria cases and deforestation. Rainfall data were obtained from automatic meteorological stations located in the areas included in this study and available on the Brazilian Institute of Meteorology (Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (<http://www.inmet.gov.br>)). Data of economic variables, timber (logs and firewood) and wood charcoal, were obtained from the Brazilian Institute of Geography and Statistics databases (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (<http://www.ibge.gov.br>)).

The Imazon[®] Deforestation Alert System (DAS). The Imazon DAS is based on data of the detection of deforestation in real time of the DETER (Real Time Deforestation Detect) and PRODES (Deforestation Monitoring Project in the Amazon). DETER and PRODES provide data that are collected and administrated by the Brazilian Institute for Space Research – INPE (<http://www.obt.inpe.br/prodes/>). DETER uses satellite images supplied by MODIS (NASA) (MOD09GQ and MOD09GA), with cloud filtration, to monitor the forest and guide the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) to inspect illegal deforestation. The detection capacity of Imazon DAS is 0.05 km² (with 100% accuracy and 78% correlation for polygons 0.03–1.00 km² compared with Landsat images)⁴⁰. Imazon images allow quantifiable estimation of small deforested areas by MODIS image composites^{40,41}. As our study verified the temporal correlation of deforestation and malaria over time, we adopted the Imazon DAS for our analysis, because this system is more systematic and samples are taken more frequently compared with Landsat images^{42,43}.

Ecological concepts and economic variables. We adopted the definitions of deforestation and degradation in the text box from a study by Lima *et al.*⁷ For our analysis, impacted forest patches were quantified using the sum of the deforested and of the degraded areas in square kilometers. The number and the size of patches in square kilometers were adopted based on bionomics characteristics of *Ny. darlingi* in certain landscapes, because this species uses the forest edge for maintenance of its immature forms⁴⁴.

The economic variables were related to exploitation of forest natural resources, i.e., the scale of production and the value of the products such as logs, firewood and charcoal. The rationale for selecting these variables is that they have a direct impact on deforestation activities. In contrast, variables such as cattle ranching are only indirectly correlated with deforestation⁴⁵, and not were measured here. To convert the value of production from Brazilian currency (Real) to USD\$ (United States Dollar), we adopted the daily mean exchange rate from the period between the years 2009–2015.

Data analysis. The total area of deforestation, degradation, and both and the number of malaria cases were calculated monthly. For statistical descriptive analyses we employed boxplots and barplot graphs to determine whether there were an association between malaria and deforested, forest degraded and both (impacted forest) area. Impacted forest areas were employed to construct polygons, thus the patches were used to determine the association between the number of malaria cases and patterns of deforestation. Six categories of patch sizes were defined: number of patches larger than 5 km², and number of patches smaller than 5 km², 0.5 km², 0.25 km², 0.10 km² and 0.08 km². To evaluate the percentage of the annual decrease of the number of impacted forest patches we included one more category that was defined as the number of patches smaller than 15 km² in each month.

Spearman's correlation index was utilized to verify the correlation among rainfall, impacted forest, factors of the economic activity (forestry timber production) and the number of malaria cases. The non-parametric test of Kolmogorov-Smirnov was employed to verify whether the number of malaria cases had a normal distribution (at a significance level of 5%). Quarterly moving means of deforestation impact (km²) and accumulated rainfall (mm³) were employed to verify an exploratory correlation of the seasonality on the number of malaria cases and the impact of deforestation (km²). Models of simple and multiple linear regression were adopted for the six categories of impacted forest patch sizes in km², abundance of impacted forest patch units, rainfall (mm³) and number of malaria cases. Correlation between economic variables (production and aggregate value) and the number of malaria cases was evaluated using the ratio between the amount of money earned in USD\$ and the total production (m³) of forestry extraction in the Brazilian Amazon, and analyzed by Pearson's statistical test. We employed the software QGIS 2.8 (Wien, Boston, MA) for mapping, analysis and quantification of the

Variables	No. of malaria cases	Deforestation (km ²)	Degradation (km ²)	Impact (km ²)	Accum. rainfall (mm ³)	No. of patches (> 5 km ²)	No. of patches (< 5 km ²)	No. of patches (< 0.5 km ²)	No. of patches (< 0.25 km ²)	No. of patches (< 0.10 km ²)
Deforestation (km ²)	0.82 ^c									
Degradation (km ²)	0.58	0.87 ^b								
Impact (km ²)	0.73 ^d	0.96 ^a	0.93 ^a							
Accum. rainfall (mm ³)	−0.80 ^c	−0.90 ^a	−0.82 ^b	−0.86 ^b						
No. of patches (> 5 km ²)	0.24	0.63 ^c	0.87 ^b	0.68 ^d	−0.60 ^c					
No. of patches (< 5 km ²)	0.81 ^c	0.96 ^a	0.87 ^a	0.94 ^a	−0.94 ^a	0.64 ^c				
No. of patches (< 0.5 km ²)	0.80 ^c	0.89 ^a	0.83 ^b	0.89 ^a	−0.98 ^a	0.56	0.96 ^a			
No. of patches (< 0.25 km ²)	0.72 ^d	0.84 ^b	0.82 ^b	0.85 ^b	−0.94 ^a	0.55	0.88 ^a	0.95 ^a		
No. of patches (< 0.10 km ²)	0.46	0.47	0.46	0.54	−0.52	0.37	0.57 ^c	0.56	0.63 ^c	
No. of patches (< 0.08 km ²)	0.33	0.30	0.28	0.35	−0.27	0.23	0.40	0.33	0.42	0.89 ^a

Table 1. Matrix of the correlation between the variables of deforestation activities, landscape and the environment (rainfall), and the number of malaria cases in Brazilian Amazonian States. ^a $P < 0.0001$; ^b $P < 0.001$; ^c $P < 0.005$; ^d $P < 0.01$; ^e $P < 0.05$.

geographical polygon data. The statistical analyses were carried out using R v.2.15.3 software (R Development Core Team, R Foundation for Statistical Computing, Austria) R-project (available at <http://www.r-project.org>) and stats package.

Results

From 2009–2015, malaria case numbers in Amazonian Brazil varied from a high of 327,142 in 2010 to a low of 138,697 in 2015. Overall, during the study period, 32,698 km² of forest were impacted by deforestation and forest degradation. The total area was distributed into 36,689 polygons with areas that ranged from less than 0.05 km² to 180 km².

Table 1 shows a correlation matrix where the unit of analysis was the size of the deforested patches. Here, we sum the number of the satellite polygons which represented the same patches sizes, with or without forest degradation, in a landscape. There is a high positive correlation between the number of impacted patches from 5 km² to 0.25 km² and number of malaria cases. When added to the number of patches of less than 0.10 km², however, this correlation loses statistical significance ($r = 0.46$; $P = 0.12$).

In addition, between number of fragments greater than 5 km² and malaria case numbers the correlation was insignificant. Patches less than 5 km² were of particular relevance because this spatial resolution showed a significant correlation with malaria cases (0.81 ; $P < 0.005$) and deforestation (0.96 ; $P < 0.0001$), and this patch size may be biologically linked to preferred larval habitats *Ny. darlingi* (partial shade near the forest fringe)^{33,44,46}. When polygons greater than 5 km² were excluded, there was a high positive correlation between deforested areas and the number of malaria cases within impacted forest ($r = 0.73$; $P = 0.009$). As Fig. 2 illustrates, deforestation was more strongly correlated ($r = 0.82$; $P = 0.002$) compared to impact and degradation was moderate ($r = 0.58$; $P = 0.05$).

Simple linear regression analyses showed that each km² of deforestation corresponded to an increase of 27 new malaria cases ($r^2 = 0.78$; $F_{1,10} = 35.81$; $P < 0.001$), whereas each km² of impacted forest corresponded to an increase of 16 new cases ($r^2 = 0.63$; $F_{1,10} = 17.23$; $P = 0.001$). The result of the analysis of the data on degradation was not significant ($r^2 = 0.30$; $F_{1,10} = 4.37$; $P = 0.06$).

Table 2 presents results of simple linear regression analyses for the variables studied. It was possible to construct three models of multiple linear regression; variables from the first model - cases and rainfall, the second model - cases and deforestation, and the third model - cases and impact. The number of patches (0–0.10 km²) was employed to adjust variables for the three models tested. The dependent variable was the number of malaria cases, and the independent variables were: deforestation, degradation, impact, rainfall and sizes of non-forest patches. Table 3 show annual production and value produced by forestry extraction, from 2009–2015.

In the simple linear regression analysis, the variables that were correlated with malaria cases were: deforestation, impact, accumulated rainfall, number of patches < 5 km², number of patches < 0.5 km² and number of patches < 0.25 km². In the multiple linear regression analysis, we constructed three models for the variable, number of malaria cases, considering the correlation between the independent variables: model 1 – with accumulated rainfall; model 2 – with deforestation and model 3 – with impact.

Statistical correlation between mean monthly malaria cases and the three levels of forest use considered in this study differed: malaria and deforestation was positive ($r = 0.80$; $P = 0.002$); malaria and forest impact was moderate ($r = 0.56$; $P = 0.06$); and malaria and forest degradation was weak ($r = 0.25$; $P = 0.43$). In contrast, correlation analyses using annual malaria incidence (data from Supplementary Table S1) between malaria and deforestation (km²), forest degradation (km²) and number of impacted patches were not significant ($P = 0.30$; $P = 0.60$ and $P = 0.23$ respectively).

Figure 2. Graphs of dispersion between the number of malaria cases and the areas affected by deforestation, degradation and impacted forest with areas of less than 5 km², between 2009–2015.

Variables	β_1 SLR coefficient (P value)	Model 1	β_1 MLR adjusted (P value)	
			Model 2	Model 3
Deforestation (km ²)	27.45 (0.00013)		23.45 (0.003)	
Degradation (km ²)	31.89 (0.063)			
Impact (km ²)	16.64 (0.002)			12.76 (0.02)
Accumulated rainfall (mm ³)	−21.15 (0.0021)	−16.18 (0.018)		
No. of patches (>5 km ²)	82.93 (0.53)			
No. of patches (<5 km ²)	8.83 (0.0009)			
No. of patches (<0.5 km ²)	11.73 (0.0013)			
No. of patches (<0.25 km ²)	19.39 (0.004)			
No. of patches (<0.10 km ²)	234.40 (0.017)	120.41 (0.14)	73.51 (0.30)	113.19 (0.18)
No. of patches (<0.08 km ²)	373.90 (0.18)			

Table 2. Models of simple and multiple linear regression for the variables about deforestation activities, landscape composition (e.g., abundance of patch units), rainfall (environmental parameter) and number of malaria cases in Brazilian Amazonian States. SLR: Simple Linear Regression; MLR: Multiple Linear Regression.

Spearman's correlation tests between rainfall and deforestation (monthly means between the years 2009–2015) was negative ($r = -0.88$; $P < 0.001$), where 82% of the increase in each km² of deforestation was accompanied by a reduction of each 0.95 mm³ in rainfall of the respective month ($r^2 = 0.82$; $F_{1,10} = 47.22$; $P < 0.001$). In contrast, the correlation with forest degradation was moderate, but not significant ($r = -0.64$; $P = 0.02$). When the forest impact was evaluated, the correlation was positive and significant ($r^2 = 0.65$; $F_{1,10} = 18.96$; $P = 0.001$). A reduction of each 0.40 mm³ in rainfall of the respective month was correlated with 65% decrease in each kilometer square of forest impact. Quarterly averages of rainfall accumulation in the Amazon region are in Fig. 3 (Supplementary Dataset S1). Maximum rainfall occurred between November and April.

The Fig. 4 shows the distribution of deforested and degraded patches numbers above and less than 5 km² over the years (2009–2015). Degraded patches showed the greatest number of patches above 5 km² (right panel, Fig. 4), when compared with number of deforested patches (left panel, Fig. 4), especially in 2010 and 2011 (right panel, Fig. 4).

Related to the exploitation of natural forestry resources, there was a highly negative correlation between the extraction forestry economic indices (value produced and total production) and the number of malaria cases ($r = -0.96$; $P = 0.002$) (Fig. 5).

The Supplementary Table S1 shows the total data per year. The greatest deforestation (3,098 km²) occurred in 2015, followed by 2014 (2,993 km²). The largest degraded area was in 2011 (4,494 km²), followed by 2010 (4,315 km²). The largest area impacted by land use transformation was observed in 2015 (6,596 km²), followed

Year	Timber production (m ³)	Charcoal (m ³)	Value produced (timber)	Value produced (charcoal)	Index
2009	20,096,262	2,615,457	USD\$ 764,503.88	USD\$ 118,794.40	4.58
2010	18,464,248	1,964,922	USD\$ 767,057.12	USD\$ 100,669.87	5.16
2011	19,355,297	1,865,409	USD\$ 984,770.40	USD\$ 97,918.74	5.30
2012	18,642,557	1,879,235	USD\$ 704,366.15	USD\$ 108,184.22	5.79
2013	19,494,554	1,699,578	USD\$ 865,974.44	USD\$ 112,392.72	6.66
2014	18,722,351	1,949,900	USD\$ 894,193.86	USD\$ 132,263.72	6.83
2015	16,071,876	1,442,070	USD\$ 816,336.65	USD\$ 113,581.69	7.93
Total	130,847,145	13,416,570	USD\$ 5,797,202.49	USD\$ 783,805.37	

Table 3. Production and value produced by forestry extraction in the period from 2009 to 2015 in Brazilian Amazonian States and the index of value produced (USD\$)/production (m³). Note: The conversion result of the exchange value of R\$ (Real) to USD\$ (United States Dollar) in the period of the study (2009–2015) was as follows: R\$ 1.00 corresponded to USD\$ 2.18 (CI = ± 0.12).

Figure 3. Distribution of number of cases of malaria, impacted areas of forest affected, quarterly moving mean of impacted deforestation and quarterly averages accumulated from 2009–2015 in Brazilian Amazonian States.

Figure 4. Percentage of the number of polygons of deforestation (dark grey) and degradation (light grey) with areas of less than 5 km² (left panel) and greater than 5 km² (right panel).

Figure 5. Graph of the dispersion between the total number of malaria cases and the economic index (value produced (m^3)/production (m^3) * 100) between 2009–2015 in Brazilian Amazonian States.

Figure 6. Map of the principal municipalities with autochthonous malaria cases (2009–2015), their network of geopolitical and social links, within the Brazilian Amazonian biome.

by 2011 (5,956 km²) and 2010 (5,805 km²). The greatest number of impacted polygons (patches) was observed in 2010 (7,372 patches), followed by 2009 and 2015. Monthly distribution of malaria cases, deforestation, degradation and impacted forest are found in Supplementary Figures S1 and S2.

Supplementary Table S2 lists the principal municipalities with malaria cases by state. Amazonas and Pará states presented the highest annual number of malaria cases, followed by Acre, Rondônia and Amapá. Figure 6 shows the municipalities and their geopolitical and social networks. The municipalities included in the current frontier of forest exploitation (Fig. 6) accounted for 41% of malaria among all municipalities listed in Supplementary Table S2.

The annual percentage of the number of impacted forest patches of less, respectively, than 15 km², 5 km², 0.5 km² and 0.25 km² per month is in Supplementary Table S3. There was a significant decrease of more than 50% in the number of patches of less than 0.25 km² in the study period. The monthly averages of the data collected for each variable are presented in Supplementary Table S4.

Discussion

Results of the analyses conducted for this study indicate a strong positive correlation between the number of malaria cases, deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon forest frontier. Furthermore,

deforestation increases the risk and incidence of malaria, representing a considerable impact on malaria epidemiology. Several authors have found associations involving ecological factors and changes in land use for occupation, and the globalization of commercial and social relationships within the dynamic of infectious diseases^{35,47,48}. Here we corroborated that deforestation (as defined herein) is a substantial risk factor for malaria in the Brazilian Amazon, mainly when it occurs by clearcutting areas of 5 km² or less. Therefore, decreasing the deforestation rate could be an effective measure for controlling malaria in Brazil⁴⁹.

Taking into consideration all the results, it is plausible to assume, by analogy, a relationship of commensalism between malaria and deforestation. Malaria incidence positively increases with deforestation, benefited by a landscape that favors the presence and dispersal of Anophelinae vector species. There is a positive correlation between modifications in the natural environment of the Amazon tropical forest and the number of malaria cases. The new landscape resulting from human presence favors some species of malaria mosquitoes, whereas other species become rare or are replaced by other vector species⁵⁰. *Nyssorhynchus darlingi*, the primary malaria vector, is positively favored by the ecology of the new human landscape, becoming abundant and dominant, especially in and around human dwelling. Furthermore, the new landscape delineated by the pattern of deforestation and soil occupation may favor dispersal of *Ny. darlingi* by creating forested areas interspaced by deforested areas, which are linked by forest corridors along the igarapés and shaded dirt roads such as those observed in Machadinho D'Oeste, Rondônia state, Brazil by Castro & Singer³⁰.

The difference between the results of the annual and monthly correlation between malaria and deforestation analyses, confirms hypotheses by Lefèvre *et al.*²⁰, Santos *et al.*²¹ and Becker *et al.*¹⁰, that economics and seasonal aspects are associated with the dynamics of forest frontier expansion and occurrence of malaria. In this context, the forest frontier and the malaria are elements that are linked to the spatial and temporal landscape where the drivers of the first (forest loss) are followed by an increase in the second. It was only possible to understand the dynamics involved in the behavior of the variables in our study when the data were distributed in relation to the seasonal variation of the Amazonian region. Terrazas *et al.*⁵ found a positive correlation of environmental indicators (average annual deforestation rate and percentage of areas under the influence of watercourses) and malaria incidence, strengthening the importance of implementing socioeconomic development policies articulated with actions of environmental protection and health care for the population.

It is important to highlight the actions of malaria control by the Brazilian Health Secretariat (vector control, active case detection and treatment and distribution of mosquito nets), which may have contributed to the decreased number of malaria cases in 2015. However, such a determination was beyond the scope of this study, because these activities are inconsistent and shift according to changing government policies and priorities, and available municipality budgets (for example, actions to combat dengue fever reduce malaria control activities in rural areas)⁵¹.

Our results verified that malaria increases along with deforestation, following the seasonality of the Amazon, driven by the rainfall regime. The latter is also an important environment component for the spread of *Ny. darlingi*⁵². Therefore, the annual data were not significantly correlated between malaria and the deforestation variables, because annual data hide the seasonal pattern, which is very marked in the Amazon. The driest months were associated with the largest deforested and impacted areas and the greatest numbers of malaria cases. Our findings strongly corroborate those of Kirby *et al.*⁵³ who discovered that localities in the Amazon with the least rainfall and longest dry seasons were consistently more prone to deforestation, compared to those with heavier annual rainfall and shorter dry seasons.

Our major finding of a highly significant correlation between malaria incidence and patch size <5 km² indirectly supports the hypothesis that large deforested areas, with patches of exposed land and degraded forest larger than 5 km², are not favorable to *Ny. darlingi*, a vector that uses the forest edge for maintenance of its immature forms^{26,54}. Barros *et al.*³³ verified that malaria was correlated with shorter distances to potential transmission hotspots and people living within 400 m of such hotspots had a 2.60 higher risk of malaria. One apparent discrepancy in our findings was that April 2011 registered a large impacted area (2,074 km²), though the number of malaria cases that month was smaller (15,267 cases) than that of the previous month (March/2011: 16,615 cases). The most likely reason for this apparent discrepancy is that a greater number of patches >5 km² accounted for the smaller number of cases in April, i.e., only 8% of the total number of polygons accounted for 62.8% of the total area impacted. This observation reinforces the role of small patches in malaria epidemiology.

Decisions and delimitation of areas that will be used to develop and start a new rural settlements are undertaken, as a rule, in the absence of specific projects capable of generating income, improving socioeconomic growth and wellbeing, or promoting environmental sustainability of the rural communities involved⁵⁵. It appears that localization of malaria cases and areas of deforestation are highly sensitive to Indirect Land Use Change (ILUC), a phenomenon that occurs when agricultural activities are transferred from one region and reconstituted in another⁵⁶. Arima *et al.*⁵⁷ observed that displacement of cattle breeding, due to agricultural expansion, lies behind changes in land use in municipalities hundreds of kilometers away. This is driven by land speculation, a search for basic supplements such as wood for fences or house construction, migration and a demand for labor. Thus, both deforestation and malaria may be being determined, in part, by distant events.

Our analyses of the economic data emphasize the forces that have expanded the scope of deforestation in the search for commercially valuable forest resources. The abundance of a particular resource leads to its rapid exploitation, which, in turn, leads to its long-term decline either by virtue of its scarcity or because the offer exceeds the demand, thus lowering its domestic and foreign market value¹⁵. With the increase in demand, the mechanism of the market will lead to a rise in the product price, attracting a larger number of producers and encouraging additional deforestation.

A closer look at the networks of geopolitical and social links among the municipalities (Fig. 6), strengthens the premise that malaria in the Amazon may be subject to deforestation activities hundreds of kilometers away. Schneider & Peres⁵⁸ demonstrate that rural Amazonian settlements have increased deforestation and among the principal contributory activities they highlight timber, firewood and charcoal production. The authors observed

that timber and firewood production begins to increase well before the formal launching of the settlements, timber exploitation increases for 5 years after the official launch, then falls abruptly after 9 years, probably due to a lack of wood of adequate market value. During this process, charcoal production grows rapidly from initiation until a settlement completes an estimated 6 years of activity, then abruptly falls, characterizing a final phase, lasting until the opening of new fronts of deforestation.

Results of our economic index analysis demonstrate that the greater the production in terms of value produced, the lower the index, and the greater the correlation with the number of cases of malaria. Hahn and colleagues⁴⁹ found that over half of the municipalities with forest exploitation for timber production were also affected by an additional 7% selective logging that was causing deforestation in areas of preserved forests. The selective forest wood resources exploitation is associated with an increase in malaria⁴⁹ and further supports the frontier malaria concept.

Frontier malaria has been defined by Sawyer^{1,6,59}, Singer & Castro²², Castro *et al.*²³ and Castro & Singer³⁰ as a process associated with settlements, characterized by environmental disturbance, increased vector abundance, primary forest reduction for agriculture, and the establishment of precarious communities. This process causes obvious changes in land use for human occupation. The settlers' demands of land for agriculture and timber for firewood, fencing and house construction lead inevitably to deforestation.

There are interesting parallels between the occupation of the Brazilian Atlantic Forest in the 1920's^{60,61} for coffee plantation and firewood exploitation, and the present Amazon Basin occupation for beef and soybean production⁶². If in the early 20th century malaria incidence had been more than 80% in the Atlantic Forest⁶³, today, with only 12.5% of the original forest cover remaining (<https://www.sosma.org.br>), malaria migrated together with deforestation to the Amazon, where more than 99% of malaria cases currently occur⁶³ and represent one of the biggest deforestation fronts in the world (<http://wwf.panda.org>). With an average predominance of 60% of patches less than 0.5 km², our study showed that deforestation is a major pathway for malaria cases in the Amazon.

Many factors contribute to the challenge of malaria control, for instance, there are other vector species competent to transmit *Plasmodium* and adapted to deposit eggs in open areas with partial shade, such as *Ny. marajoara* (Galvão & Damasceno)^{50,64,65}, and *Ny. deaneorum* (Rosa-Freitas)⁶⁶. These species have distinctive ecologies compared with *Ny. darlingi* and require alternative strategies for control. Human migration into areas of malaria risk to start a new rural settlements is also an important determinant of malaria incidence⁶⁷. In Brazil, human migration into endemic transmission areas is promoted by the Brazilian's National Institute of Colonization and Agrarian Reform (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - Incra), responsible for a national landholder program whose main pillar is land distribution in rural areas to decrease poverty and decrease unemployment rate in Brazil. In this context, frontier malaria operates at three spatial scales. At the lowest, or micro scale, there is increased anopheline vector abundance resulting from a range of disturbances in the ecosystem, and increased human exposure as a consequence of inadequate housing⁶⁸. At the community scale, weak institutions, marginalized settlers, high rates of in and out-migration, and human mobility together ensure the proliferation of *Plasmodium* parasites^{24,30}. The national scale is characterized by an unplanned development program of land occupation based on distribution of small land properties³⁰.

Our findings also present the opportunity to promote the maintenance of ecosystem services rendered by the Amazonian forest on all geographical levels, here considered to be an important aspect of the control of malaria in Brazil. Just as the identification of hotspots of threatened species is an essential approach for setting conservation priorities, production and consumption of global goods and services can be connected through commercial geopolitical links⁶⁹. Austin *et al.*⁷⁰ found a positive associations between deforestation rates and malaria prevalence across 67 nations and suggest that anthropogenic drivers of environmental degradation (rural population growth and specialization in agriculture) are an important factor to consider in explaining cross-national variation in malaria rates. Therefore, locating malaria driven by the global consumption of goods and services can help to connect epidemiological surveillance, supplies and demands, companies and governments in order to better target malaria control actions in futures research.

Conclusions

Deforestation is an major risk factor for malaria in the Brazilian Amazonia, mainly when it occurs in areas of less than 5 km². This activity directly or indirectly results in a low Human Development Index (HDI) and environmental conditions favorable to vector proliferation. Despite recent advances in vaccine development⁷¹ and the effective treatment of malaria with new drugs and techniques⁷², vector interventions, adequate planning of land use and occupation, and promotion of the minimum conditions necessary for the generation of income for the subsistence and financial autonomy of humans living in the Amazon, are sadly lacking and need to become a priority to prevent forest ecosystem failure and further public health discrepancies.

Supplementary information is available for this paper. The taxonomic nomenclature of Anophelinae followed that proposed by Foster *et al.*⁷³ Accordingly, except in references *Anopheles* (*Nyssorhynchus*) *darlingi* Root is herein referred as *Nyssorhynchus darlingi* (Root).

References

1. Sawyer, D. R. Malaria on the Amazon frontier: economic and social aspects of transmission and control. *Southeast Asian J. Trop. Med. Public Health* **17**(3), 342–5 (1986).
2. Valle, D. & Clark, J. Conservation efforts may increase malaria burden in the Brazilian Amazon. *PLoS One* **8**(3), e57519 (2013).
3. Olson, S. H., Gangnon, R., Silveira, G. A. & Patz, J. A. Deforestation and malaria in Mancio Lima county, Brazil. *Emerging Infect. Dis.* **16**(7), 1108 (2010).
4. Bauch, S. C., Birkenbach, A. M., Pattanayak, S. K. & Sills, E. O. Public health impacts of ecosystem change in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **112**(24), 7414–9 (2015).
5. Terrazas, W. C. M. *et al.* Deforestation, drainage network, indigenous status, and geographical differences of malaria in the State of Amazonas. *Malaria J.* **14**(1), 379 (2015).

6. Sawyer, D. R. Frontier malaria in the Amazon region of Brazil: types of malaria situations and some implications for control. Brasília: PHO/WHO/TDR (1988).
7. Lima, J. M. T., Vittor, A., Rifai, S. & Valle, D. Does deforestation promote or inhibit malaria transmission in the Amazon? A systematic literature review and critical appraisal of current evidence. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **372**(1722), 20160125 (2017).
8. Fernandes, V. B. & Reydon, B. P. Sobre o conceito de fronteira. In: "Desenvolvimento sem desmatamento". Policy in focus – Centro Internacional de Políticas para o Crescimento Inclusivo (IPC-IG), Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Agosto, No. 29 (2014).
9. UNCTAD – United Nations Conference on Trade and Development. 2015. State of Commodity Dependence. Special Unit on Commodities. United Nations, New York and Geneva (2014).
10. Becker, B. K., Geopolítica da Amazônia. Conferência do Instituto de Estudos Avançados da USP. Abril, **19**(53) (2005).
11. Sasaki, N. & Putz, F. E. Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conserv. Lett.* **2**(5), 226–32 (2009).
12. Turner, M., Donato, D. & Romme, W. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* **28**(6), 1081–97 (2013).
13. Mitchell, M. *et al.* Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* **30**(4), 190–8 (2015).
14. CPT – Comissão Pastoral da Terra. Por debaixo da floresta: Amazônia paraense saqueada com trabalho escravo. Coordenação: Centro de Defesa da Vida e dos Direitos Humanos Carmen Bascarán. Projeto Raice – Rede de Ação Integrada para Combater a Escravidão, Fase 1: Diagnóstico. Araguaína, Tocantins, 90 p. (2016).
15. Sant'Anna, A. A. & Young, C. E. F. Property Rights. *Deforestation and Rural Conflicts in the Amazon. Economia Aplicada v. 14, n. 3*, 377–387 (2010).
16. L'Roe, J., Rausch, L., Munger, J. & Gibbs, H. Mapping properties to monitor forests: Landholder response to a large environmental registration program in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy* **57**, 193–203 (2016).
17. Young, C. E. F. Desmatamento e desemprego rural na Mata Atlântica. *Floresta e Ambiente v. 13*(No. 2), 75–88 (2006).
18. Sant'Anna, A. A. Land inequality and deforestation in the Brazilian Amazon. *Environ. Dev. Econ.* **22**(1), 1–25 (2017).
19. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. Rio de Janeiro. v. 30, p. 1–48 (2015).
20. Lefèvre, T. *et al.* Beyond nature and nurture: phenotypic plasticity in blood-feeding behavior of *Anopheles gambiae* s.s. when humans are not readily accessible. *Am. J. Trop. Med.* **81**(6), 1023–1029 (2009).
21. Santos, L. M., Gama, R. A., Eiras, A. E. & Fonseca, C. G. Genetic differences based on AFLP markers in the mosquito species *Anopheles darlingi* collected in versus near houses in the region of Porto Velho, RO, Brazil. *Genet. Mol. Res.* **9**(4), 2254–2262 (2010).
22. Singer, B. H. & De Castro, M. C. Agricultural colonization and malaria on the Amazon frontier. *Ann. N. Y. Acad. Sci. Dec.* **954**, 184–222 (2001).
23. Castro, M. C., Monte-Mor, R. L., Sawyer, D. O. & Singer, B. H. Malaria risk on the Amazon Frontier. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **103**, 2452–2457 (2006).
24. Carrasco-Escobar, G. *et al.* Micro-epidemiology and spatial heterogeneity of *P. vivax* parasitaemia in riverine communities of the Peruvian Amazon: A multilevel analysis. *Sci. Rep.* **7**(1), 8082 (2017).
25. Galardo, A. K. R. *et al.* Seasonal abundance of anopheline mosquitoes and their association with rainfall and malaria along the Matapi River, Amapi, Brazil. *Med. Vet. Entomol.* **23**(4), 335–49 (2009).
26. Barros, F. S. M., Arruda, M. E., Gurgel, H. C. & Honório, N. A. Spatial clustering and longitudinal variation of *Anopheles darlingi* (Diptera: Culicidae) larvae in a river of the Amazon: the importance of the forest fringe and of obstructions to flow in frontier malaria. *B. Entomol. Res.* **101**(06), 643–658 (2011).
27. Valle, D. & Lima, J. M. T. Large-scale drivers of malaria and priority areas for prevention and control in the Brazilian Amazon region using a novel multi-pathogen geospatial model. *Malar. J.* **13**(1), 443 (2014).
28. Walsh, J. F., Molyneux, D. H. & Birley, M. H. Deforestation: effects on vector-borne disease. *Parasitol.* **106**, Suppl, S55–75 (1993).
29. Lana, R. M. *et al.* Socioeconomic and demographic characterization of an endemic malaria region in Brazil by multiple correspondence analysis. *Malar. J.* **16**(1), 397 (2017).
30. Castro, M. C. & Singer B. H. Malária in the Brazilian Amazon. In: Water and Sanitation-Related Diseases and the Environment: Challenges, Interventions and Preventive Measures 19 p. (2011).
31. Angelo, J. R. *et al.* The role of spatial mobility in malaria transmission in the Brazilian Amazon: The case of Porto Velho municipality, Rondônia, Brazil (2010–2012). *PLoS One* **12**(2), e0172330 (2017).
32. Costa, S. & Brondizio, E. Dependência Inter-urbana entre as Cidades Amazônicas: Crescimento Urbano, Deficiências em Infra-estrutura e Redes Sociais. *REDES* **14**(3), 211–34 (2009).
33. Barros, F. S. & Honório, N. A. Deforestation and malaria on the amazon frontier: larval clustering of *Anopheles darlingi* (Diptera: Culicidae) determines focal distribution of malaria. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **93**(5), 939–53 (2015).
34. Hiwat, H. & Bretas, G. Ecology of *Anopheles darlingi* Root with respect to vector importance: a review. *Parasit. Vectors* **4**, 177 (2011).
35. Yasuoka, J. & Levins, R. Impact of deforestation and agricultural development on anopheline ecology and malaria epidemiology. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **76**, 450–60 (2007).
36. Gil, L. H. S., Rodrigues, M. D. S. & Katsuragawa, T. H. Seasonal distribution of malaria vectors (Diptera: Culicidae) in rural localities of Porto Velho, Rondônia, Brazilian Amazon. *Rev. I. Med. Trop. São Paulo* **57**(3), 263–267 (2015).
37. Kweka, E. J., Kimaro, E. E. & Munga, S. Effect of Deforestation and Land Use Changes on Mosquito Productivity and Development in Western Kenya Highlands: Implication for Malaria Risk. *Front Public Health* **4**, 238 (2016).
38. Vittor, A. Y. *et al.* The effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of falciparum malaria in the Peruvian Amazon. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **74**(1), 3–11 (2006).
39. Asner, G. P. *et al.* Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **103**(34), 12947–50 (2006).
40. Da Silva C. A. & De Souza, C. M. Jr. Comparação entre imagens Landsat ETM+ e MODIS/Terra para detecção de incrementos de desmatamento na região do Baixo Acre. *Revista Brasileira de Cartografia* **2**(57) (2005).
41. De Souza Jr, C. M., Hayashi, S. & Veríssimo, A. Near real-time deforestation detection for enforcement of forest reserves in Mato Grosso. In Proceedings of Land Governance in Support of the Millennium Development Goals: Responding to New Challenges, World Bank Conference, Washington, DC (2009).
42. Zhu, S., Zhang, H., Liu, R., Cao, Y. & Zhang, G. Comparison of Sampling Designs for Estimating Deforestation from Landsat TM and MODIS Imagery: A Case Study in Mato Grosso, Brazil. *Sci. World J.* **2014**, 10 (2014).
43. Broich, M., Stehman, S., Hansen, M., Potapov, P. & Shimabukuro, Y. A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: A case study of the Brazilian Legal Amazon. *Remote Sens. Environ.* **113**(11), 2448–54 (2009).
44. Adde, A. *et al.* Dynamical Mapping of *Anopheles darlingi* Densities in a Residual Malaria Transmission Area of French Guiana by Using Remote Sensing and Meteorological Data. *PLoS One* **11**(10), e0164685 (2016).
45. Barona, E., Ramankutty, N., Hyman, G. & Coomes, O. T. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* **5**(2), 024002 (2010).
46. Ladeia-Andrade, S. *et al.* Naturally acquired antibodies to merozoite surface protein (MSP)-1(19) and cumulative exposure to *Plasmodium falciparum* and *Plasmodium vivax* in remote populations of the Amazon Basin of Brazil. *Mem. I. Oswaldo Cruz* **102**(8), 943–51 (2007).

47. Kilpatrick, A. M. & Randolph, S. E. Drivers, dynamics, and control of emerging vector-borne zoonotic diseases. *Lancet* **380**, 1946–1955 (2012).
48. Prist, P. R. *et al.* Landscape, Environmental and Social Predictors of Hantavirus Risk in São Paulo, Brazil. *PLoS One* **11**(10), e0163459 (2016).
49. Hahn, M. B., Gangnon, R. E., Barcellos, C., Asner, G. P. & Patz, J. A. Influence of deforestation, logging, and fire on malaria in the Brazilian Amazon. *PLoS One* **9**(1) (2014).
50. Conn, J. E. *et al.* Emergence of a new neotropical malaria vector facilitated by human migration and changes in land use. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **66**, 18–22 (2002).
51. Suárez-Mutis, M. C. & Coura, J. R. Mudanças no padrão epidemiológico da malária em área rural do médio Rio Negro, Amazônia brasileira: análise retrospectiva. *Cad. Saude Publica* **23**(4), 795–804 (2007).
52. Magris, M., Rubio-Palis, Y., Menares, C. & Villegas, L. Vector bionomics and malaria transmission in the Upper Orinoco River, Southern Venezuela. *Mem. I. Oswaldo Cruz* **102**(3), 303–311 (2007).
53. Kirby, K. R. *et al.* The future of deforestation in the Brazilian Amazon. *Futures* **38**(4), 432–453 (2006).
54. Charlwood, J. D. Biological variation in *Anopheles darlingi* Root. *Mem. I. Oswaldo Cruz* **91**, 391–398 (1996).
55. Soares, J. L. N. Estudo acerca da capacidade de geração de renda do projeto de assentamento Serragem/Santana. Estudo apresentado à Divisão de Obtenção de Terras e Implantação de Projetos de Assentamento do INCRA SR (01), atendendo Resolução MDA/INCRA No. 5 de 29 de março de 2012 (2013).
56. Lapola, D. M. *et al.* Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **107**(8), 3388–3393 (2010).
57. Arima, E. Y., Richards, P., Walker, R. & Caldas, M. M. Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon. *Environ. Res. Lett.* **6**(2), 024010 (2011).
58. Schneider, M. & Peres, C. A. Environmental costs of government-sponsored agrarian settlements in Brazilian Amazonia. *PLoS One* **10**(8), e0134016 (2015).
59. Sawyer, D. R., & Sawyer, D. O. The malaria transition and the role of social science research. Advancing the health in developing countries: the role of social research. Westport: Auburn House, **105**, 122 (1992).
60. Kronka, F. J. N. *et al.* Inventário florestal da vegetação nativa do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal. 200 p. (2005).
61. Dean, W. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 1ª Ed. São Paulo: Cia. das Letras, 484 p. (2004).
62. Richards, P. D., Walker, R. T. & Arima, E. Y. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. *Glob. Environ. Change* **29**, 1–9 (2014).
63. De Pina-Costa, A. *et al.* Malaria in Brazil: what happens outside the Amazonian endemic region. *Mem. I. Oswaldo Cruz* **109**(5), 618–33 (2014).
64. Galardo, A. K. R. *et al.* Malaria vector incrimination in three rural riverine villages in the Brazilian Amazon. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* **76**, 461–469 (2007).
65. Moreno, M. *et al.* Intensive trapping of blood-fed *Anopheles darlingi* in Amazonian Peru reveals unexpectedly high proportions of avian blood-meals. *PLoS Neglect. Trop. D.* **11**(2) (2017).
66. Laporta, G. Z. *et al.* Malaria vectors in South America: current and future scenarios. *Parasites & Vectors* **8**(1), 426 (2015).
67. Marques, A. C. Human migration and the spread of malaria in Brazil. *Parasitol. Today* **3**(6), 166–170 (1987).
68. Reis, I. C. *et al.* Epidemic and endemic malaria transmission related to fish farming ponds in the Amazon frontier. *PLoS One* **10**(9), e0137521 (2015).
69. Moran, D. & Kanemoto, K. Identifying species threat hotspots from global supply chains. *Nature Ecology & Evolution* **1**, 0023 (2017).
70. Austin, K., Bellinger, M. & Rana, P. Anthropogenic forest loss and malaria prevalence: a comparative examination of the causes and disease consequences of deforestation in developing nations. *Aims Environ. Sci.* **4**(2), 217–31 (2017).
71. Li, X. *et al.* Human CD8+ T cells mediate protective immunity induced by a human malaria vaccine in human immune system mice. *Vaccine* **34**, 4501–4506 (2016).
72. Organization WH. Immunization, Vaccines and Biologicals [Available from: http://www.who.int/vaccine_research/links/Rainbow/en/index.html] (2017).
73. Foster, P. G. *et al.* Phylogeny of Anophelinae using mitochondrial protein coding genes. *R. Soc. Open Sci.* **4**(11), 170758 (2017).

Acknowledgements

This work was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; grants 2014/26229–7 and 2014/26855–5), and also by National Institutes of Health, USA, grant R01 AI110112 to JEC and MAMS.

Author Contributions

L.S.M.C. and M.A.M.S. designed the research. L.S.M.C., R.V.M.L. and M.A.M.S. conducted the analysis. L.S.M.C. prepared the figures and tables. L.S.M.C., J.E.C. and M.A.M.S. wrote the paper. L.S.M.C. and M.A.M.S. contributed equally to this work.

Additional Information

Supplementary information accompanies this paper at <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25344-5>.

Competing Interests: The authors declare no competing interests.

Publisher's note: Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

Open Access This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License, which permits use, sharing, adaptation, distribution and reproduction in any medium or format, as long as you give appropriate credit to the original author(s) and the source, provide a link to the Creative Commons license, and indicate if changes were made. The images or other third party material in this article are included in the article's Creative Commons license, unless indicated otherwise in a credit line to the material. If material is not included in the article's Creative Commons license and your intended use is not permitted by statutory regulation or exceeds the permitted use, you will need to obtain permission directly from the copyright holder. To view a copy of this license, visit <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

CURRÍCULO LATTES

Maria Anice Mureb Sallum

Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 1B

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/1200247772482237>

Última atualização do currículo em 18/08/2018

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo (1976), mestrado (1991) e doutorado (1994) em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo. Possui título de livre docente, pela Universidade de São Paulo, desde 2010. Atualmente é professor adjunto do Departamento de Epidemiologia da mesma universidade. Membro do Comitê Editorial das revistas: Infection, Genetics and Evolution, Memórias do Instituto Oswaldo Cruz e Revista Brasileira de Entomologia. Tem experiência na área de Parasitologia, com ênfase em Entomologia e Malacologia de Parasitos e Vetores, atuando principalmente nos seguintes temas: Entomologia Médica, Culicidae, Anopheles, Culex, taxonomia morfológica e molecular, ecologia, biodiversidade e evolução. **(Texto informado pelo autor)**

Identificação

Nome	Maria Anice Mureb Sallum
Nome em citações bibliográficas	SALLUM, M. A. M.; Sallum, Maria Anice M.; Sallum, Maria Anice Mureb; Mureb Sallum, Maria A.; Mureb Sallum, Maria A.; Mureb Sallum, Maria Anice; Sallum, Maria AM; Sallum, Maria Anice; Maria Anise Sallum; Sallum, Maria Anise; SALLUM, M.A.M.; SALLUM, MARIA; Sallum, Maria Anice Mubeb

Endereço

Endereço Profissional	Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública. AV. DR. ARNALDO no. 715 Sala 210 Pacaembu 01246904 - São Paulo, SP - Brasil Telefone: (11) 30617951
------------------------------	--

Formação acadêmica/titulação

1991 - 1994	Doutorado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: REVISÃO DA SEÇÃO SPISSIPES DE CULEX (MELANOCONION) (DIPTERA: CULICIDAE), Ano de obtenção: 1994. Orientador: OSWALDO PAULO FORATTINI. Palavras-chave: Culex (Melanoconion); Culicidae; Sistemática. Grande área: Ciências da Saúde
1989 - 1991	Mestrado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6). Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: ESTUDO TAXONÔMICO DO CIBÁRIO NA SEÇÃO SPISSIPES DE CULEX (MELANOCONION) (DIPTERA: CULICIDAE), Ano de Obtenção: 1991. Orientador: OSWALDO PAULO FORATTINI. Palavras-chave: Culex (Melanoconion); Culicidae; Sistemática. Grande área: Ciências da Saúde
1979 - 1979	Especialização em Entomologia Médica. (Carga Horária: 560h). Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
1973 - 1976	Graduação em Ciências Biológicas. Universidade de São Paulo, USP, Brasil.

Pós-doutorado e Livre-docência

2010	Livre-docência. Universidade de São Paulo, USP, Brasil. Título: Estudo taxonômico sobre Anopheles (Nyssorhynchus) strodei Root (Diptera: Culicidae). Uma abordagem morfológica e molecular., Ano de obtenção: 2010. Palavras-chave: Microscópio eletrônico de varredura; Morfologia Ovos; gene mitocondrial COI; gene nuclear white; ITS2; Anopheles strodei. Grande área: Ciências Biológicas Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Parasitologia / Subárea: Entomologia e
-------------	---

Leonardo Suveges Moreira Chaves

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/0221146495415545>
Última atualização do currículo em 20/09/2018

Graduação em Ciências Biológicas (Bacharelado) pela Universidade de Taubaté (2006), graduação em Administração pela Associação Internacional de Educação Continuada (2010), Especialização (lato sensu) em Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo (2010) e mestrado em Ciências pela Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública (2012). Tem experiência na área de entomologia médica e licenciamento ambiental. Atualmente, doutorando em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. **(Texto informado pelo autor)**

Identificação

Nome	Leonardo Suveges Moreira Chaves
Nome em citações bibliográficas	CHAVES, L. S. M.; CHAVES, LEONARDO SUVEGES MOREIRA; CHAVES, L.S.M.

Endereço

Formação acadêmica/titulação

2014	Doutorado em andamento em Ciências. Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública, FSP - USP, Brasil. Título: Sistema ecológico da malária, Orientador: Maria Anice Mureb Sallum.
2010 - 2012	Mestrado em Ciências. Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública, FSP - USP, Brasil. Título: Eficácia de três tipos de armadilhas na captura de culicídeos, em área de mata atlântica no sudeste do Brasil, Ano de Obtenção: 2012. Orientador: Maria Anice Mureb Sallum. Bolsista do(a): Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, Brasil.
2008 - 2010	Especialização em Engenharia Ambiental. (Carga Horária: 496h). Escola de Engenharia de Lorena - USP, EEL-USP, Brasil. Título: ESTUDO SOBRE O USO AGRÍCOLA DO LODO GERADO EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS: ESTUDO DE CASO. Orientador: Dr. Francisco José Moreira Chaves.
2005 - 2009	Graduação em Administração. Associação Internacional de Educação Continuada, AIEC, Brasil.
2002 - 2006	Graduação em Ciências Biológicas (Bacharelado). Universidade de Taubaté, UNITAU, Brasil. Título: Efeito de doses de boro e níveis de saturação por bases na nodulação e desenvolvimento de Mimosa scabrella Benth. (bracatinga). Orientador: Msc. Júlio Cesar Raposo de Almeida. Bolsista do(a): Pró Reitoria de Extensão, PREX, Brasil.
2001 - 2001	Ensino Médio (2º grau). Colégio Drummond, DRUMMOND, Brasil.
2000 - 2001	Ensino Médio (2º grau). Colégio São Joaquim, CSJ, Brasil.
1999 - 2000	Ensino Médio (2º grau). Colégio Técnico de Lorena, COTEL, Brasil.
1997 - 1998	Ensino Fundamental (1º grau). Colégio São Joaquim, CSJ, Brasil.
1991 - 1996	Ensino Fundamental (1º grau). Instituto Santa Teresa, IST, Brasil.