

Artículo Original

**Diversidad de vectores de *Plasmodium* y rasgos funcionales de los árboles del bosque perturbado en Tingo María, 2022**

***Diversity of Plasmodium vectors and functional traits of trees in the disturbed forest in Tingo María, 2022***

<https://doi.org/10.52808/bmsa.7e6.622.009>

Luis Eduardo Oré Cierito<sup>1,\*</sup>

<https://orcid.org/0000-0003-2836-2436>

Andy Williams Vela Zevallos<sup>1</sup>

<https://orcid.org/0000-0003-3994-2540>

Zanhy Leonor Valencia-Reyes<sup>2</sup>

<https://orcid.org/0000-0003-0271-7104>

Guillermo Lorenzo Vilchez-Ochoa<sup>3</sup>

<https://orcid.org/0000-0002-3792-0092>

Victor Ramiro Salas-Zeballos<sup>3</sup>

<https://orcid.org/0000-0001-6325-7725>

Gianmarco Garcia Curo<sup>4</sup>

<https://orcid.org/0000-0001-6685-3207>

Jorge Rafael Diaz Dumont<sup>5</sup>

<https://orcid.org/0000-0003-0921-338X>

Recibido: 15/01/2022

Aceptado: 21/01/2022

**RESUMEN**

Las comunidades vegetales en la zona de Tingo María, Perú, se encuentran sometidas a los efectos del cambio climático, generando modificaciones en su biodiversidad, impactando su ecosistema. Por otra parte, se ha referido que actividades que ocasionan perturbación de bosques tropicales pueden favorecer la persistencia de vectores de enfermedades metaxénicas como la malaria, la cual representa un problema de salud pública por la alta tasa de morbilidad y mortalidad en la región. Se realizó un estudio descriptivo para evaluar los rasgos funcionales del bosque perturbado de Tingo María, observando que la especie vegetal *Parkia panurensis* presentó mayor promedio en altura total; 47% de las especies presentaron una densidad básica alta de árboles en pie; la familia *Euphorbiaceae* y la especie *Senefeldera inclinata* presentaron el valor más alto de biomasa, mientras que *Micropholis guyanensis* y *Pierre Subsp. Guyanensis* mostraron el mayor porcentaje y cobertura de copa, respectivamente; Asimismo, *Pseudoptadenia suaveolens* presentó la mayor longitud de copa, *Eugenia egensis* mostró mayor diámetro y *Senefeldera inclinata* tuvo mejor índice de valor de importancia. Además, se demostró alta circulación de vectores de malaria en la zona, siendo *An. Pseudopunctipennis*, *An. Benarrochi*, *An. Darling* y *An. Evansae* los más frecuentes, mientras que los géneros de insectos más comunes resultaron ser Anófeles, *Aedes*, *Coqueletilia* y *Cúlex*. Los rasgos funcionales de las especies vegetales les han permitido adaptarse a las condiciones adversas, no obstante, la presencia de abundantes vectores de malaria, hace necesario implementar estrategias de impacto ambiental, que reduzcan el riesgo de malaria en la región.

**Palabras clave:** Bosque perturbado, morfometría, vectores, malaria.

**ABSTRACT**

*Plant communities in the area of Tingo María, Peru, are subject to the effects of climate change, generating modifications in their biodiversity, impacting their ecosystem. On the other hand, it has been reported that activities that cause disturbance of tropical forests can favor the persistence of vectors of metaxenic diseases such as malaria, which represents a public health problem due to the high rate of morbidity and mortality in the region. A descriptive study was carried out to evaluate the functional traits of the disturbed forest of Tingo María, observing that the plant species *Parkia panurensis* presented a higher average total height; 47% of the species presented a high basic density of standing trees; the *Euphorbiaceae* family and the species *Senefeldera inclinata* presented the highest biomass value, while *Micropholis guyanensis* and *Pierre Subsp. Guyanensis* showed the highest percentage and crown cover, respectively; Likewise, *Pseudoptadenia suaveolens* had the longest crown length, *Eugenia egensis* had the largest diameter and *Senefeldera inclinata* had the best importance value index. In addition, high circulation of malaria vectors was demonstrated in the area, being *An. pseudopunctipennis*, *An. benarrochi*, *An. darling* and *An. evansae* the most frequent, while the most common insect genera were Anopheles, *Aedes*, *Coqueletilia* and *Culex*. The functional traits of plant species have allowed them to adapt themselves to adverse conditions, however, the presence of abundant malaria vectors makes it necessary to implement environmental impact strategies that reduce the risk of malaria in the region.*

**Keywords:** Disturbed forest, morphometry, vectors, malaria.

<sup>1</sup> Universidad Nacional Agraria de la Selva

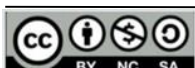
<sup>2</sup> Universidad Nacional Mayor de San Marcos

<sup>3</sup> Universidad Nacional Tecnológica de Lima Sur

<sup>4</sup> Universidad Nacional Autónoma de Tayacaja Daniel Hernández Morillo

<sup>5</sup> Universidad César Vallejo

\*Autor de Correspondencia: [jorge.diazdu@ciplima.org.pe](mailto:jorge.diazdu@ciplima.org.pe)



## Introducción

Un rasgo funcional es una característica o atributo de un organismo que otorga información del papel que desempeña en el ecosistema y su respuesta ante un determinado factor ambiental, de perturbación o cambio (Lavorel, 2002). En las plantas, los rasgos funcionales incluyen características morfológicas, ecofisiológicas, bioquímicas y regenerativas (aspectos reproductivos y demográficos); que se vinculan a múltiples procesos y servicios ecosistémicos (De Bello *et al.*, 2010). La evaluación de los rasgos funcionales de comunidades vegetales en un ecosistema permite comprender su funcionamiento: a) Las especies raras o escasas pertenecen al mismo grupo funcional que las especies dominantes en cuanto al funcionamiento del ecosistema, pero corresponden a diversos tipos funcionales en cuanto a su respuesta a las variables ambientales; b) Las especies menos comunes contribuyen significativamente al funcionamiento ecosistémico, en especial por su papel en la resistencia de las comunidades a nuevas invasiones, en los ciclos de nutrientes, entre otros; y c) Las especies escasas incrementan su abundancia en respuesta a la disminución de las especies dominantes, lo cual destaca el papel amortiguador de estas especies frente a los cambios ambientales (Walker *et al.*, 1999; Lyons *et al.*, 2005).

Diversas investigaciones han demostrado que el cambio climático ha impactado los ecosistemas naturales originando perturbación de los bosques tropicales (Dale *et al.*, 2001), siendo las zonas nubosas las más vulnerables a cambios de temperatura o precipitaciones, aun a pequeña escala. De tal manera que, los estudios de rasgos funcionales en bosques nubosos son relevantes para conocer el estado de la biodiversidad frente a posibles impactos generados por el cambio climático (Goldammer & Price, 1998; Hansen *et al.*, 2003). En tal sentido, las comunidades vegetales en la zona de Tingo María, se encuentran sometidas a dichos efectos, manifestando una respuesta refleja de adaptación; convirtiéndolas en un servicio ecosistémico para mitigar tales daños.

Por otro lado, existe evidencia inequívoca de que el cambio ambiental y el uso insostenible de los recursos naturales disminuye la biodiversidad provocando extinciones locales, aumentando el dominio de unas pocas especies y homogeneización de biotas, afectando potencialmente la ocurrencia de enfermedades infecciosas en humanos y otros taxones, puesto que aumentan la probabilidad de contacto entre humanos y patógenos zoonóticos, favoreciendo a su vez la persistencia de enfermedades metaxénicas, como consecuencia del incremento de la densidad vectorial (Codeco *et al.*, 2021).

En ese orden de ideas, la malaria o paludismo es una enfermedad potencialmente mortal, transmitida a través de la picadura de mosquitos hembras pertenecientes al género *Anopheles* (Familia Culicidae) y causada por protozoos del género *Plasmodium*, del cual existen 5 especies que infectan a los humanos: *Plasmodium falciparum*, *Plasmodium vivax*, *Plasmodium ovale*, *Plasmodium malariae* y *Plasmodium knowlesi* (Mace *et al.*, 2019; Aguilar, 2021). Según la OMS, (2021) para el año 2020 hubo 241 millones de casos de paludismo, causando 627000 muertes, lo que supone un aumento de 69000 muertes con respecto al año anterior. Asimismo, en Perú, para la semana 21 del año 2020, se reportó 5875 casos de malaria, de los cuales 85.28% fueron causados por *P. vivax* (5010 casos) y 14.71% por *P. Falciparum* (864 casos) (MINSA, 2020).

Estudios señalan, que la persistencia de la malaria es favorecida por condicionantes de riesgo que trascienden las posibilidades de intervención eficaz del sector salud y del abordaje inter y multisectorial, tales como: el uso indiscriminado de insecticidas en la agricultura y el consecuente desarrollo de resistencia de los vectores a los insecticidas; las condiciones climatológicas cíclicas desfavorables, así como también, actividades económicas de extensión de cultivos de arroz y la extracción de madera (Bustíos *et al.*, 2014).

En efecto, las actividades del hombre extienden las áreas con vectores infectados con el agente causal, especialmente la deforestación de bosques; cuya práctica se asocia a un mayor riesgo de malaria en áreas con mayor cubierta forestal, afectando las poblaciones de mosquitos, en términos de abundancia y composición de especies, ya que, generan nuevos criaderos artificiales, aumentando las fuentes de alimentación de los vectores (Rubio-Palis *et al.*, 2013; Bustíos *et al.*, 2014; Tucker *et al.*, 2017); además, la deforestación se asocia comúnmente con condiciones inestables, incluida la rápida inmigración, la exposición humana, baja inmunidad, mala calidad de la vivienda y escasa disponibilidad de servicios de salud (Aguilar, 2021).

En tal sentido, Vittor *et al.*, (2006) en un estudio realizado en áreas amazónicas del Perú con diversos grados de degradación, señalaron que la picadura de los vectores en seres humanos se incrementa considerablemente en áreas deforestadas, asociadas a la construcción de infraestructura de carretera, siendo el principal factor de transmisión de la malaria el mosquito *Anopheles darlingi*; demostrando que en los lugares deforestados, especialmente en áreas cercanas a las vías de carretera, el vector tenía una tasa de picadura 278 veces mayor que en áreas boscosas. Por su parte, Olson *et al.*, (2010), en investigación realizada en 54 distritos sanitarios brasileños en la Amazonía cercana a Perú reveló el impacto que producen las modificaciones en la cobertura de la tierra de la selva amazónica en la salud humana, reportando que un cambio de 4% en la cobertura del bosque se asoció a un aumento de 48% en la incidencia de malaria en estos 54 distritos, concluyendo que la tala de los bosques tropicales crea condiciones que favorecen la reproducción de los vectores de malaria en el Amazonas.

En virtud de que la región de Huánuco, es considerada la puerta de la amazonia peruana, se propuso evaluar los rasgos funcionales del servicio ecosistémico de los árboles de colinas altas del bosque perturbado de la UNAS -Tingo María y caracterizar los diversos vectores de *Plasmodium* presentes en el área, lo que permitiría evidenciar la respuesta adaptativa de las especies arbóreas ante el cambio climático y la posible circulación de la malaria en dicha zona.

## Materiales y métodos

El estudio se desarrolló en una parcela permanente de medición cuya área fue 10.000 m<sup>2</sup> y/o 1 Ha, instalada en colinas altas del bosque perturbado de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS), el cual se encuentra ubicado a 1,5 km de la ciudad de Tingo María, en la margen izquierda de la carretera hacia la ciudad de Huánuco.

El bosque de la UNAS cuenta con una extensión de 217,22 Ha, de las cuales solo 185 presentan cobertura boscosa (85,17% del área total), la superficie restante fue perturbada por cultivos ilícitos en las partes altas en la década de los años 70. La parcela permanente de medición (PPM) se ubicada en la parte alta del bosque reservado de la UNAS denominada como colina alta y presenta las siguientes coordenadas: 391560 Este y 8970320 Norte. Por otra parte, los reportes hidroclimáticos del SENAMHI (SENAMHI, 2019), indican que la zona presenta alta pluviosidad con una precipitación anual promedio de 3.714 mm, una humedad relativa del 87%, temperatura máxima de 30,4 °C, mínima 20,6 °C y promedio de 25,5°C.

Altitudinalmente el área se encuentra ubicada desde los 667 hasta los 1092 msnm, determinándose tres unidades fisiográficas bien definidas: colina baja con una extensión de 22,91 Ha, seguida de colina alta con 150,74 Ha, que representa la geoforma con mayor superficie y finalmente la zona montañosa con 43,57 Ha, en su mayor parte desprovista de vegetación arbórea. Asimismo, el 70,74% del área total presenta una pendiente que supera el 25%, indicando que pertenece a una zona de protección (Puerta, 2007).

## Evaluación de rasgos funcionales

Se obtuvo la información cartográfica existente del área y se elaboró el mapa base. El tamaño de la unidad de muestreo de la PPM fue de una hectárea (100 x 100 m), con 25 sub parcelas de 20 m x 20 m. Asimismo, se colocó rafia en el perímetro y por cada cuadrante en el PPM en estudio, los árboles fueron remarcados y repintados (donde fue necesario) volviendo a codificar el fuste de los individuos vegetales de acuerdo al protocolo propuesto por la RAINFOR, indicando el número de PPM, subparcela, categoría de evaluación y número de individuo.

Para estimar la altura máxima de los individuos vegetales con dap mayor o igual a 10 cm y la altura comercial desde la base del árbol hasta la primera ramificación viva, se midió directamente mediante un telémetro Trupulse 200.

El diámetro de copa se obtuvo a través de la proyección hacia el suelo de la copa de cada individuo vegetal, empleando una cinta métrica, obteniendo la dimensión de la copa de un extremo a otro en forma de cruz. El diámetro a la altura del pecho (dap) fue obtenido mediante una cinta diamétrica por medición a 1,30 m sobre el suelo y en el caso de las especies o individuos con características particulares del fuste, se consideró las indicaciones internacionales sugeridas (FAO, 2004).

La densidad básica de árboles en pie se obtuvo considerando la base de datos Global de Densidad de Madera (Global Wood Density Database) (Zanne & Falster, 2009) y aquellas densidades que no aparecen en el catálogo se determinaron por asignación de un valor único de 0,6 g/cm<sup>3</sup>. Posteriormente se estimó la biomasa aérea para los individuos con dap mayores o igual a 10 cm, mediante una ecuación alométrica de la forma.

$$BA_b = \text{Exp} (-2,557 + 0,940 \times \ln (\rho_i D_i^2 H_i))$$

Donde:

BA<sub>b</sub> = Biomasa del componente arbóreo (kg).

D<sub>i</sub> = Diámetro del árbol (cm).

ρ<sub>i</sub> = Densidad básica de la madera (g/cm<sup>3</sup>).

H<sub>i</sub> = Altura total del árbol (m).

Variables morfométricas de los individuos vegetales (Chave *et al.*, 2005).

Las variables morfométricas se determinaron considerando los valores obtenidos en campo y fueron relacionados entre dos variables (Arias, 2005), generando los siguientes elementos: porcentaje de copa, grado de cobertura de copa, índice de copa, forma de copa, índice de espacio vital, manto de copa y la esbeltez. Mientras que el Índice de valor de importancia (IVI) se determinó mediante la expresión

$$IVI = Ar + Dr + Fr$$

Donde:

IVI = Índice de valor de importancia

Ar = Abundancia relativa

Dr = Dominancia relativa

Fr = Frecuencia relativa. (Acosta *et al.*, 2006).

## Inventario de especies y distribución espacial de vectores de *Plasmodium*

Con la finalidad de caracterizar los culícidos asociados a alteraciones ambientales de origen antrópico y determinar las distribuciones espaciales actuales se realizó el inventario de mosquitos (culicidae) en las áreas previamente descritas. Para ello se diseñó un muestreo de mosquitos en todas sus fases biológicas:

### 1. Estados inmaduros

**1.a Criaderos de culícidos:** Se seleccionó 25 criaderos existentes en la zona: laguna, charca, pantano, herbazal, río y caño y se colectaron larvas con cucharón de 250 cc de capacidad, tomando 30 cucharones en cada sitio de colecta.

**1.b Fitotelmatas:** Se realizó un reconocimiento florístico de la zona, con la finalidad de encontrar aquellas plantas que almacenan agua y proporcionan criaderos adecuados: hueco de árbol, espata de palma, bromelias, axilas de aráceas, heliconias, entre otros. Posteriormente se recolectó muestras en 25 plantas que contenían agua y se separaron los estados inmaduros de culícidos del resto de los macro invertebrados acuáticos.

Para ambos casos las muestras obtenidas (larvas) se procesaron y separaron según la morfoespecie para la posterior preservación en alcohol etílico al 70%; además se realizó una cría asociada que consistió en desarrollar el ciclo biológico completo, con la finalidad de obtener una relación taxonómica entre los diferentes estados inmaduros y adultos de la especie. Finalmente, el material biológico colectado se identificó y clasificó según las claves taxonómicas.

### 2. Adultos

Con la finalidad de identificar las especies de culícidos de importancia epidemiológica; es decir, especies que pican al hombre y especies infectadas, se colectó adultos con cebo humano, trampas de luz CDC y ultravioleta en cada localidad. Las colectas con cebo humano se realizaron entre las 18:00 - 22:00 horas, mediante aspiradores bucales. Los mosquitos seleccionados se identificaron *in situ* mediante claves taxonómicas (excepto aquellos que presentaron problemas de identificación).

### 3. Caracterización del hábitat circundante.

Adicionalmente se obtuvo registros de variables ambientales del área de criaderos y las zonas de colectas de adultos tales como: coordenadas geográficas, topografía, paisaje, vegetación, clima y grado de afectación antrópica. Esta última variable fue medida en función del número de personas, número de viviendas, extensión del área afectada, presencia y número de animales domésticos.

### Análisis de datos

Se aplicó estadística descriptiva calculando el promedio de familias y especies vegetales por cada variable. Con la finalidad de determinar el comportamiento del bosque se identificaron las especies con mayores y menores valores de variables estudiadas (altura total, densidad básica, biomasa, morfometría y el IVI).

De igual manera, se cuantificó el número de vectores de malaria y de insectos colectados por cada género y especie. Los datos obtenidos se representaron a través de tablas y figuras.

## Resultados

Respecto a la altitud, se obtuvo un promedio de mayor altura de 33 m, destacando cinco familias en orden descendente: *Ulmaceae*, *Annonaceae*, *Vochysaceae*, *Rhizophoraceae* y *Fabaceae*; mientras que en las familias con menor altura total se encontró: *Melastomataceae*, *Chrysobalanaceae*, *Siparunaceae*, *Combretaceae* y *Elaeocarpaceae*. Igualmente, la especie con mayor promedio en altura total fue *Parkia panurensis* (33 m), mientras que *Eugenia egensis* mostró el menor promedio (9.0 m) (Tabla 1). Asimismo, al evaluar la densidad básica, se encontró 38 familias de especies vegetales con dap mayor o igual a 10 cm, de las cuales la menor cantidad de familias (*Anacardiaceae*, *Caricaceae* y *Malvaceae*) presentaron una densidad básica baja. De la misma manera, se encontró solo cuatro especies con densidad muy baja: *Apeiba aspera* Aubl., *Apeiba membranacea* Spruce ex Benth., *Jacaratia digitata* (Poepp. y Endl.) Solms y *Tapirira obtusa* (Benth.) J.D.Mitch., representando 3,42% de total de especies reportadas para la PPM; la mayor cantidad de especies (49,57%) presentaron una densidad comprendida entre 0.41 - 0.60 g/cm<sup>3</sup>, mientras que la mayor cantidad de individuos vegetales (46,32%) mostraron una densidad alta (Tabla 1).

**Tabla 1. Altitud total y distribución según la densidad básica en la PPM 4 de familias y especies vegetales del bosque perturbado en Tingo María, 2022.**

	Especies	Familias	N	Mín,	Máx,	Media
Mayor altura	<i>Parkia panurensis</i>	Fabaceae	1	33,00	33,00	33,00
	<i>Warszewiczia indet indet</i>	Rubiaceae	1	32,00	32,00	32,00
	<i>Sterculia apeibophylla</i>	Malvaceae	2	27,80	33,20	30,50
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	Moraceae	1	30,00	30,00	30,00
	<i>Osteophloeum platyspermum</i>	Myristicaceae	6	23,00	34,00	29,04
Menor altura	<i>Maquira guianensis</i>	Moraceae	2	7,95	15,60	11,78
	<i>Mabea piri</i>	Euphorbiaceae	2	10,50	12,00	11,25
	<i>Sloanea fragrans</i>	Elaeocarpaceae	2	9,45	12,45	10,95
	<i>Miconia indet</i>	Melastomataceae	1	9,75	9,75	9,75
	<i>Eugenia egensis</i>	Myrtaceae	1	9,00	9,00	9,00
familias/densidad básica	DB (g/cm <sup>3</sup> )	Categoría	Familia	Familia (%)	Individuo	Individuo (%)
	<0,30	Muy baja	3	7,89	8	1,47
	0,3 - 0,4	Baja	4	10,53	38	6,99
	0,41 - 0,60	Media	21	55,26	226	41,54
	0,61 - 0,75	Alta	19	50,00	252	46,32
	>0,75	Muy alta	7	18,42	20	3,68
Total		38	100,00	544	100,00	
Especies/densidad básica	DB (g/cm <sup>3</sup> )	Categoría	Especies	Especies (%)	Individuos	Individuos (%)
	<0,30	Muy baja	4	3,42	8	1,47
	0,3 - 0,4	Baja	9	7,69	38	6,99
	0,41 - 0,60	Media	58	49,57	226	41,54
	0,61 - 0,75	Alta	38	32,48	252	46,32
	>0,75	Muy alta	8	6,84	20	3,68
Total		117	100,00	544	100,00	

Al evaluar la biomasa se obtuvo un mayor valor para la familia *Euphorbiaceae*, seguido de las familias *Fabaceae*, *Myristicaceae*, *Urticaceae* y *Burseraceae*, representando las 2/3 partes de la biomasa aérea reportado para una hectárea de bosque (Tabla 2); mientras que la especie *Senefeldera inclinata* Müll. Arg. Presentó la mayor biomasa aérea del total acumulado en una hectárea de bosque (12.81%), seguida por *Cedrelinga cateniformis* (11,41%) (Tabla 2).

**Tabla 2. Bioamasa total de familias y especies del bosque perturbado en Tingo María, 2022.**

	Nombre	Biomasa (kg)	Biomasa (Tn)	Biomasa (%)
Familia	Euphorbiaceae	28978,09	28,98	20,52
	Fabaceae	23454,82	23,45	16,61
	Myristicaceae	16600,87	16,60	11,76
	Urticaceae	14759,40	14,76	10,45
	Burseraceae	9376,78	9,38	6,64
	Otras 33 familias	48034,60	48,03	34,02
Especie	<i>Senefeldera inclinata</i>	18084,30	18,08	12,81
	<i>Cedrelinga cateniformis</i>	16104,89	16,10	11,41
	<i>Hevea guianensis</i>	9382,85	9,38	6,64
	<i>Pourouma minor</i>	8311,53	8,31	5,89
	<i>Osteophloeum platyspermum</i>	6843,20	6,84	4,85
	Otras 112 especies	82477,78	82,48	58,41

Por otra parte, en la tabla 3, se muestra la morfometría de las especies según las características de la copa, observando que en el porcentaje y cobertura de copa, se obtuvo mayor valor en la especie *Micropholis guyanensis* (A. DC.) *Pierre Subsp. Guyanensis* (59,21% y 0,59%, respectivamente), mientras que la especie *Minquartia guianensis* mostró menor valor (11,40% y 0,11%, respectivamente).

Al evaluar el índice de copa, se obtuvo que la longitud de copa de la especie *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) JW Grimes (Fabaceae) fue 13,22 veces mayor que el diámetro, por el contrario, la especie *Eugenia egensis* DC. (Myrtaceae), fue la que registró copas más anchas que largas (0,27). Por otra parte, al considerar la forma de copa, la especie *Eugenia egensis* DC. (Myrtaceae) mostró un diámetro de copa 3,75 veces mayor que el largo, mientras que las copas más alargadas las presentó la especie *Pseudopiptadenia suaveolens* (0,08) (Tabla 3).

Respecto al índice de espacio vital, la especie *Hirtella racemosa* var. *Hexandra* (Willd.) Prance (Chrysobalanaceae) mostró una copa 79.23 veces mayor que el dap, mientras que la especie *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) JW Grimes (Fabaceae) mostró un valor de 2.66 veces mayor que el dap. De igual manera, al evaluar el manto de copa, la especie *Eugenia egensis* DC. Presentó un ancho de copa igual a 0,83 veces la altura total, mientras que *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) JW Grimes fue la especie que presentó menor manto con un ancho de 0,04 veces la



altura total. Además la especie *Ficus casapiensis*, (Miq.) Miq. Resultó ser la más esbelta con un promedio de 210,15 a diferencia de *Neea macrophylla*, la cual resultó ser la menos robusta con un promedio de 26,8 (Tabla 3).

**Tabla 3. Morfometría de especies según características de la copa del bosque perturbado en Tingo María, 2022.**

	Especies	N	Min.	Máx.	Media
<b>Porcentaje de copa</b>					
Mayor	<i>Micropholis guyanensis</i> Subsp, <i>Guyanensis</i>	1	59,21	59,21	59,21
	<i>Ficus casapiensis</i>	1	55,64	55,64	55,64
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	53,57	53,57	53,57
	<i>Nectandra pulverulenta</i>	1	52,94	52,94	52,94
	<i>Apeiba aspera</i>	3	43,75	55,83	51,32
Menor	<i>Nectandra indet indet</i>	1	15,84	15,84	15,84
	<i>Schizocalyx sterculioides</i>	1	14,29	14,29	14,29
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	1	13,33	13,33	13,33
	<i>Sapium laurifolium</i>	1	12,50	12,50	12,50
	<i>Minquartia guianensis</i>	1	11,40	11,40	11,40
<b>Cobertura de copa</b>					
Mayor	<i>Micropholis guyanensis</i> Subsp, <i>Guyanensis</i>	1	0,59	0,59	0,59
	<i>Ficus casapiensis</i>	1	0,56	0,56	0,56
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	0,54	0,54	0,54
	<i>Nectandra pulverulenta</i>	1	0,53	0,53	0,53
	<i>Apeiba aspera</i>	3	0,44	0,56	0,51
Menor	<i>Nectandra indet indet</i>	1	0,16	0,16	0,16
	<i>Schizocalyx sterculioides</i>	1	0,14	0,14	0,14
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	1	0,13	0,13	0,13
	<i>Sapium laurifolium</i>	1	0,13	0,13	0,13
	<i>Minquartia guianensis</i>	1	0,11	0,11	0,11
<b>Índice de copa</b>					
Mayor	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	13,22	13,22	13,22
	<i>Capirona decorticans</i>	1	2,50	2,50	2,50
	<i>Schefflera morototoni</i>	1	2,25	2,25	2,25
	<i>Micropholis guyanensis</i> Subsp, <i>Guyanensis</i>	1	2,08	2,08	2,08
	<i>Pourouma cecropiifolia</i>	3	0,67	3,64	1,99
Menor	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	1	0,40	0,40	0,40
	<i>Neea macrophylla</i>	1	0,36	0,36	0,36
	<i>Miconia punctata</i>	1	0,36	0,36	0,36
	<i>Sapium laurifolium</i>	1	0,33	0,33	0,33
	<i>Eugenia egensis</i>	1	0,27	0,27	0,27
<b>Forma de copa</b>					
Mayor	<i>Eugenia egensis</i>	1	3,75	3,75	3,75
	<i>Sapium laurifolium</i>	1	3,00	3,00	3,00
	<i>Miconia punctata</i>	1	2,77	2,77	2,77
	<i>Neea macrophylla</i>	1	2,75	2,75	2,75
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	1	2,50	2,50	2,50
Menor	<i>Ficus casapiensis</i>	1	0,54	0,54	0,54
	<i>Micropholis guyanensis</i> Subsp, <i>Guyanensis</i>	1	0,48	0,48	0,48
	<i>Schefflera morototoni</i>	1	0,44	0,44	0,44
	<i>Capirona decorticans</i>	1	0,40	0,40	0,40
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	0,08	0,08	0,08
<b>Índice de espacio vital</b>					
Mayor	<i>Hirtella racemosa</i> var, <i>Hexandra</i>	1	79,23	79,23	79,23
	<i>Miconia punctata</i>	1	65,31	65,31	65,31
	<i>Brasimum utile</i>	1	63,45	63,45	63,45
	<i>Ficus casapiensis</i>	1	62,74	62,74	62,74
	<i>Eugenia indet indet</i>	1	53,87	53,87	53,87
Menor	<i>Warszewiczia indet indet</i>	1	13,35	13,35	13,35
	<i>Jacaratia digitata</i>	2	12,79	13,82	13,31
	<i>Cordia hebeclada</i>	1	10,61	10,61	10,61
	<i>Minquartia guianensis</i>	1	9,06	9,06	9,06
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	2,66	2,66	2,66
<b>Manto de copa</b>					
Mayor	<i>Eugenia egensis</i>	1	0,83	0,83	0,83
	<i>Hirtella racemosa</i> var, <i>hexandra</i>	1	0,60	0,60	0,60
	<i>Miconia punctata</i>	1	0,59	0,59	0,59
	<i>Miconia indet</i>	1	0,56	0,56	0,56
	<i>Neea macrophylla</i>	1	0,55	0,55	0,55
Menor	<i>Andira surinamensis</i>	1	0,19	0,19	0,19
	<i>Trattinnickia boliviana</i>	2	0,13	0,21	0,17
	<i>Capirona decorticans</i>	1	0,16	0,16	0,16
	<i>Schefflera morototoni</i>	1	0,12	0,12	0,12
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i>	1	0,04	0,04	0,04
<b>Esbeltez</b>					
Mayor	<i>Ficus casapiensis</i>	1	210,15	210,15	210,15
	<i>Brasimum utile</i>	1	179,03	179,03	179,03
	<i>Protium tenuifolium</i>	3	137,25	189,60	158,99
	<i>Platymiscium pinnatum</i> sub,sp, <i>Pinnatum</i>	2	125,27	192,29	158,78
	<i>Capirona decorticans</i>	1	158,35	158,35	158,35
Menor	<i>Eugenia egensis</i>	1	39,38	39,38	39,38
	<i>Warszewiczia indet indet</i>	1	39,27	39,27	39,27
	<i>Cordia hebeclada</i>	1	35,38	35,38	35,38
	<i>Minquartia guianensis</i>	1	32,27	32,27	32,27
	<i>Neea macrophylla</i>	1	26,84	26,84	26,84

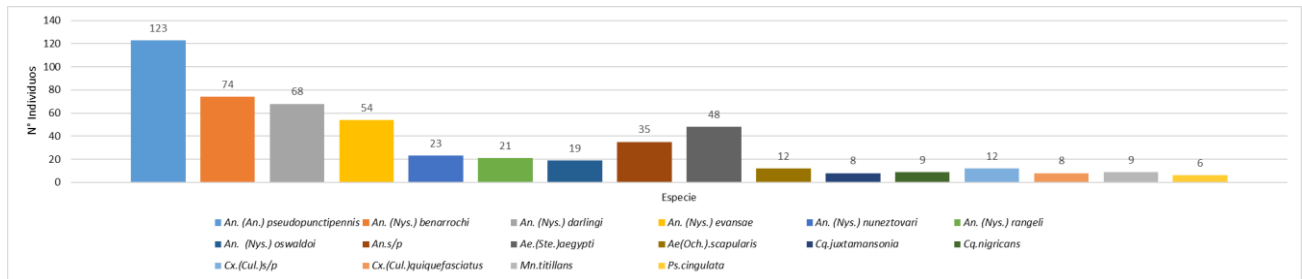
Al evaluar el Índice de valor de importancia (IVI) en el bosque de UNAS, se observa que la especie *Senefeldera inclinata* Müll. Arg. (Euphorbiaceae) alcanzó un valor de 48,02%, representando el 16,01% del total de importancia;

mientras que *Marila tomentosa* fue la especie que mostró menor importancia en cuanto a dominancia, frecuencia y abundancia (5,15%). (Tabla 4).

**Tabla 1. Índice de valor de importancia (IVI) de las especies vegetales con dap mayor o igual a 10 cm en la PPM 4 del bosque perturbado en Tingo María, 2022.**

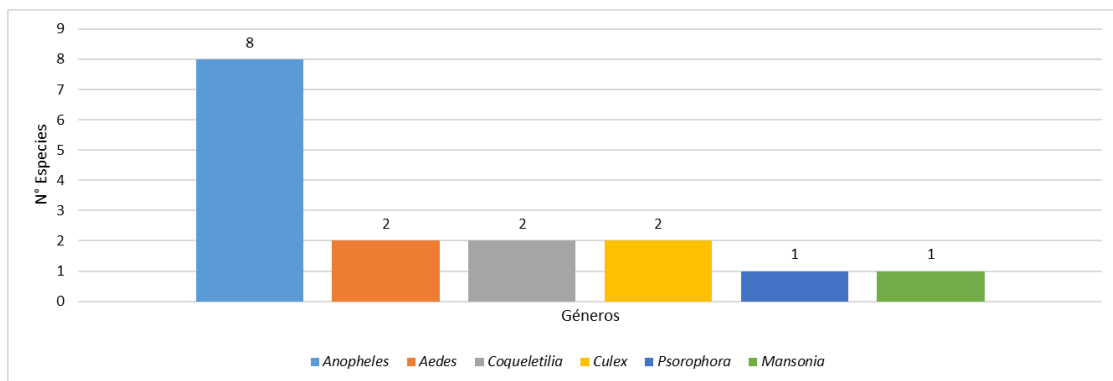
Nombre científico	Ab-r (%)	Fr-r (%)	Do-r (%)	IVI (%)
<i>Senefeldera inclinata</i>	28,49	7,34	12,18	48,02
<i>Pourouma minor</i>	4,23	4,59	6,16	14,97
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	0,92	1,22	9,64	11,78
<i>Hevea guianensis</i>	2,02	3,06	4,58	9,66
<i>Otoba parvifolia</i>	2,76	3,06	3,68	9,50
<i>Cecropia sciadophylla</i>	3,13	2,14	3,52	8,78
<i>Dacryodes nitens</i>	2,21	2,45	3,67	8,32
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	1,10	1,53	4,77	7,41
<i>Schizocalyx peruvianus</i>	2,76	3,06	0,87	6,68
<i>Guatteria guentheri</i>	1,47	1,53	3,23	6,23
<i>Theobroma subincanum</i>	2,02	2,75	1,34	6,11
<i>Virola pavonis</i>	1,47	2,14	2,14	5,75
<i>Pseudolmedia laevis</i>	1,47	2,14	1,63	5,25
<i>Marila tomentosa</i>	1,47	2,14	1,54	5,15
Otras 103 especies	44,49	60,86	41,06	146,40

En la Figura 1, se muestran las principales especies de insectos colectados en el bosque de UNAS, observando gran diversidad, con un mayor número de individuos de las especies *An. (An.) pseudopunctipennis*, *An. (Nys.) benarrochi*, *An. (Nys.) darlingi*, *An. (Nys.) evansae*, *Ae. (Ste.) aegypti*, *An. s/p*, *An. (Nys.) nuneztovari* y *An. (Nys.) rangeli*; de los cuales *An. (An.) pseudopunctipennis*, *An. (Nys.) benarrochi*, *An. (Nys.) darlingi* y *An. (Nys.) evansae*, han sido relacionados comúnmente con la transmisión de malaria.



**Figura 1. Abundancia de especies de insectos colectadas en bosque perturbado en Tingo María, 2022**

En cuanto a los principales insectos colectados con importancia epidemiológica, según el género, se encontró que *Anopheles* presentó la mayor cantidad de especies, seguido por *Aedes* y los géneros *Coqueletilia* y *Culex*, los cuales presentaron menor número de especies (Figura 2).



**Figura 2. Riqueza de especies por géneros de insectos colectadas en bosque perturbado en Tingo María, 2022**

## Discusión

Los estudios de modelización indican la importancia de los efectos del clima en los regímenes de perturbación, los cambios de temperatura y la precipitación pueden influir en la ocurrencia, frecuencia, duración, alcance e intensidad de

las perturbaciones naturales; que en sinergia con las perturbaciones provocadas por el hombre dan forma a los sistemas forestales al influir en su composición, estructura y procesos funcionales (Dale *et al.*, 2001).

Al evaluar los rasgos funcionales de individuos vegetales en el bosque perturbado de Tingo María, se encontró que las especies *Parkia panurensis* Benth. Ex HC Hopkins (Fabaceae), *Warszewiczia indet indet* (Rubiaceae) y *Sterculia apeibophylla* Ducke (Malvaceae) tuvieron mayor promedio en altura total, sugiriendo que contienen mayor biomasa por individuos, no obstante, las especies *Maquira guianensis* Aubl. (Moraceae), *Mabea piriri* Aubl. (Euphorbiaceae), *Sloanea fragrans* Rusby. Vel sp. Aff. (Elaeocarpaceae), *Miconia indet* (Melastomataceae) y *Eugenia egensis* DC. (Myrtaceae) presentan muchas limitantes en el crecimiento. Asimismo, aquellas especies que alcanzaron buena altitud pero no destacaron en la altura máxima promedio, garantizan la reproducción y diseminación de sus semillas debido a que sobresalen sus copas en comparación a las demás especies; además, más conspicuas tienen el potencial de tolerar factores de perturbación, causados por las variaciones ambientales. Presentando mayor vigor competitivo, fecundidad (Cornwell & Ackerly, 2009), mayor tamaño de los frutos y las semillas, debido a que el acceso a la luz es el principal factor que determina el crecimiento vertical de las plantas (Falster & Westoby, 2003).

Por otro lado, la mayor cantidad de especies y familias de individuos vegetales presentaron una densidad de la madera catalogada entre media y alta, lo que indica que dichas especies mitigarán el cambio climático, debido a que, los bosques con árboles en pie absorben los gases de efecto invernadero a través de la fotosíntesis para convertirlos en biomasa y a su vez regulan el flujo de agua, favoreciendo el abastecimiento hídrico de la zona. (BIRF-AIF, 2016; Cornwell & Ackerly, 2009; FAO, 2009). Asimismo, la variabilidad de la densidad básica de la madera está vinculada con características ecológicas como la mortalidad, las tasas de crecimiento y la capacidad de almacenamiento de carbono (Chave *et al.*, 2005; King *et al.*, 2006; Kraft *et al.*, 2010).

La existencia de varias especies con características morfológicas sobresalientes en porcentaje de copa, grado de cobertura de copa y densidad básica de su madera, sugieren un efecto-respuesta a los cambios ambientales, cuyo impacto se observa en los procesos del ecosistema a través de los rasgos funcionales; además junto con la esbeltez constituye un buen indicador de la vitalidad de los árboles (Durlo, 2001; Suding *et al.*, 2008). En particular, la especie *Eugenia egensis* DC. (Myrtaceae) mostró un diámetro de copa más grande que el largo de copa, lo cual garantizaría su supervivencia dentro de dicho bosque, ya que el diámetro de copa refleja la dimensión del aparato fotosintético del árbol, característica que está directamente relacionada con su capacidad de crecimiento (Durlo, 2001).

El IVI es un mejor descriptor que cualquiera de los parámetros utilizados individualmente (Mostacedo & Fredericksen, 2000) y en el bosque perturbado de UNAS predomina la especie *Senefeldera inclinata*, siendo la más dominante, abundante y con más frecuencia de distribución, sugiriendo que es la mejor adaptada; por el contrario, aquellas especies que obtuvieron menor valor del IVI, tales como *Virola pavonis*, *Pseudolmedia laevis* y *Marila tomentosa* se encuentran en riesgo de desaparecer en el tiempo debido a la competencia que existe en el bosque y la limitada adaptabilidad al medio (Fischlin *et al.*, 2009).

Tal y como se señaló anteriormente, las perturbaciones afectan los bosques de manera diferente, causando la mortalidad de los árboles a gran escala o afectando la estructura y organización de la comunidad vegetal sin causar mortalidad masiva, influyendo en la cantidad de carbono que se almacena en árboles o madera muerta. Estas perturbaciones naturales interactúan con efectos inducidos por el hombre en el medio ambiente: contaminación, deforestación, fragmentación de bosques, cambio de uso de la tierra, como resultado de la extracción de recursos, la agricultura y la expansión urbana, favoreciendo la propagación de los principales vectores de la malaria (Dale *et al.*, 2001).

En el presente estudio se observó la presencia las especies de vectores *An. (An.) Pseudopunctipennis*, *An. (Nys.) Benarrochi* y *An. (Nys.) Darlingi*, entre otras; en el bosque perturbado de Tingo María. Estos resultados coinciden con el estudio de Laporta *et al.*, (2021), quienes tomaron muestras de anofelinos en la amazonia brasileña para para estimar el riesgo de exposición a la malaria en paisajes rurales, reportando que un 78% de los ejemplares correspondió a *An. Pseudopunctipennis*, siendo la especie más común y abundante en tres sitios de muestreo: selva, borde de selva y peridomicilio, no obstante, los valores estimados para *An. Nuneztovari* y *An. Rangeli* fueron muy bajos, reflejando la poca cantidad de mosquitos colectados de estas especies; la abundancia registrada para *An pseudopunctipennis* y su distribución espacial, especialmente en el peridomicilio y en el borde de la selva, donde el hombre desarrolla su actividad, lo señalan como riesgo potencial de malaria. El principal vector de la malaria en el Perú es *An. pseudopunctipennis*, siendo detectado desde 1930 en la costa, en el valle del Rímac y en la vertiente oriental de los Andes; igualmente, se ha ubicado altitudinalmente, desde el nivel del mar hasta los 2250 msnm en Churín, en Matucana (Lima); en los valles interandinos y en el departamento de Huánuco como en el presente estudio; con la característica de ser una especie altamente doméstica y de marcada preferencia antropofílica, atacando al ser humano dentro y fuera del domicilio y con mayor actividad hematofágica nocturna. (Ortíz, 2017).

Otras especies de anofelinos identificadas en el presente estudio fueron *An. Darlingi* y con menor frecuencia *An. Benarrochi*; asimismo, Tineo *et al.*, (2003), demostraron la presencia de ambas especies en criaderos naturales y artificiales en la frontera Perú – Bolivia, especialmente en Madre de Dios; señalando que *An. Darlingi* tiene comportamiento estacional con baja densidad vectorial en los meses de estación seca y alta densidad poblacional en los



meses de estación lluviosa. Por su parte, Ribeiro (2010), reportó la circulación de numerosas especies de *Anopheles* en la amazonia brasileña, tales como: *marajoara*, *nuneztovari*, *nyassui* y *darlingi*; concluyendo que, de las especies estudiadas *An. darlingi* mantiene la transmisión de malaria durante todo el año.

La malaria representa un problema de salud pública en Perú y, antes de 1990, 99% de los casos fueron causados por *Plasmodium vivax*, mientras el 1% eran causados por *Plasmodium falciparum* y *Plasmodium malariae*; el aumento de casos por *Plasmodium falciparum* se asoció con la introducción y propagación de *An. (Nys) darlingi* en el interior del departamento de Loreto, siendo uno de los principales vectores de la malaria en el Perú y las Américas, por su alta domesticidad y antropofilia (Faran & Linthicum, 1981; Rubio-Palis, 2000; Ortíz, 2017).

En ese orden de ideas, Olson *et al.*, (2010), en un estudio realizado en la amazonia cercana a Perú, señalaron que a lo largo del corredor de la carretera Iquitos-Nauta, los factores de riesgo entomológicos de la tasa de picaduras de mosquitos y el conteo de larvas de mosquitos aumentan con la deforestación. Asimismo, refieren que *An. darlingi* rara vez se observa en cuerpos de agua estancada dentro de bosques no perturbados porque están sombreados y los suelos son más ácidos y que la tala de los bosques tropicales crea condiciones que favorecen su reproducción, sugiriendo que un panorama deforestado, con más espacios abiertos y estanques de agua parcialmente alumbrados por el sol, ofrecen un hábitat ideal para el vector, siendo la deforestación uno de los factores ecológicos iniciales que pueden originar una epidemia de malaria.

La deforestación puede incrementar el riesgo de transmisión a través de diversos mecanismos ecológicos. En comparación con los bosques, las tierras deforestadas tienen menos insectívoros y más especies que compiten por un nicho ecológico, además presentan temperaturas más altas, más luz solar y más agua estancada, lo que favorece la aceleración de los ciclos de vida, tasas de pupación, crecimiento, mayor longevidad de anofelinos y mayores tasas de picadura de los vectores (Aguilar, 2018; Bauhoff & Busch, 2020). Otros factores además de la deforestación afectan la prevalencia de la malaria incluida la temperatura, la precipitación, conducta preventiva y acceso a servicios de salud. Por lo tanto, incluso cuando existen vínculos ecológicos establecidos entre la deforestación y la densidad de mosquitos transmisores de la malaria, es posible que en la práctica, las tasas más bajas de deforestación no siempre conduzcan a una menor prevalencia (Aguilar, 2021).

En contraparte, otros autores sugieren que la presencia de *An. Darlingi* en algunos hábitats obedece más a la presencia humana que a la perturbación *per se*, puesto que *An. Darlingi* ha sido capturado con más frecuencia en aldeas o pueblos de Perú, en comparación con el bosque denso; ésta marcada diferencia se atribuye a la mayor disponibilidad de sangre humana y diferencias en la vegetación. De igual forma, autores refieren que *An. Darlingi* se ha encontrado más frecuentemente en áreas con poco bosque a diferencia de áreas con cobertura forestal o deforestada. Es posible que una reducción de la población del vector en paisajes donde la cubierta forestal ha sido eliminada (deforestados), sea consecuencia de la tala del bosque, la cual expone el hábitat de las larvas de los mosquitos a la luz solar directa, disminuyendo su viabilidad (Vittor *et al.*, 2006; Turell *et al.*, 2008; Barros & Honorio, 2015; Tucker *et al.*, 2017).

Los hallazgos de este estudio sugieren que los rasgos funcionales del bosque perturbado de Tingo María han permitido que sus ejemplares den respuesta al cambio climático y los factores de perturbación provocados por el hombre, favoreciendo la adaptación de diversas familias y especies vegetales, no obstante, la presencia de un considerable número de especies vectores de malaria hace necesaria la implementación de estrategias efectivas relacionadas con el impacto ambiental, que minimicen el riesgo de malaria en la región.

## Conflicto de intereses

Ninguno declarado.

## Agradecimientos

A nuestras instituciones de educación superior.

## Referencias

- Acosta, V. H., Araujo, P. A., & Iturre, M. C. (2006). Caracteres estructurales de las masas. Santiago del Estero: Universidad Nacional Santiago del Estero. 35 p. Disponible en: <http://fcf.unse.edu.ar/archivos/series-didacticas/SD-22-Caracteres-estructurales-ACOSTA.pdf> (Acceso julio 2021).
- Aguilar, H. (2021). Malaria y espacio en el Ecuador del verde de París a la eliminación de la enfermedad. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10644/8216> (Acceso junio 2021).
- Aguilar, H., Real, J., Veloz, R., & Torres., C. (2018). Enfermedades Transmisibles en el siglo XXI en Ecuador: análisis de enfermedades trazadoras. Ciencias en salud colectiva y terapias integrativas Tomo 3. Breilh La medicina ecuatoriana en el Siglo XXI UASB7. Disponible en: <https://www.uasb.edu.ec/publicacion/ciencias-en-la-salud-colectiva-y-terapias-integrativas/> (Acceso junio 2021).

- Arias, D. (2005). Morfometría del árbol en plantaciones forestales tropicales. *Rev For Mesoam Kurú*, 2(5), 19-32. Disponible en: <https://revistas.tec.ac.cr/index.php/kuru/article/view/543> (Acceso mayo 2021).
- Barros, F. S., & Honório, N. A. (2015). 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, 939-953. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.15-0042>
- Bauhoff, S., & Busch, J. (2020). Does deforestation increase malaria prevalence? Evidence from satellite data and health surveys. *World Development*, 127. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104734>
- BIRF - AIF. (2016). Los bosques contrarrestan el cambio climático. Disponible en: <http://www.bancomundial.org/es/topic/forests/brief/forests-combat-climate-change> (Acceso junio 2021)
- Bustíos, C., Rios, A., Chávez, M., Arroyo, R., Márquez, C., & Miano, J. (2014). La Malaria y el Dengue en la Historia de la Salud Pública Peruana, 1821-2011. 1era Edición, 199 p. Disponible en: <http://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/3425.pdf> (Acceso mayo 2021).
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., & Eamus, D. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99. <https://doi:10.1007/s00442-005-0100-x>
- Codeço, C. T., Dal'Asta, A. P., Rorato, A. C., Lana, R. M., Neves, T. C., Andreazzi, C. S., Barbosa, M., Escada, M. I., Fernandes, D. A., Rodrigues, D. L., Reis, I. C., Silva-Nunes, M., Gontijo, A. B., Coelho, F. C., & Monteiro, A. M. V. (2021). Epidemiology, Biodiversity, and Technological Trajectories in the Brazilian Amazon: From Malaria to COVID-19. *Front Public Health*, 9, 647754. <https://doi:10.3389/fpubh.2021.647754>
- Cornwell, W. K., & Ackerly, D. D. (2009). Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecol Monogr.*, 79(1), 109-126. <https://doi.org/10.1890/07-1134.1>
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., & Flannigan, M. D. (2001). Climate Change and Forest Disturbances Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, 51(9), 723-34. [https://doi.org/10.1641/00063568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/00063568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H., & Bardgett, R. D. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers Conserv.*, 19(10), 2873-2893. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>
- Durlo, M. A. (2001). Relações morfométricas para *Cabralea canjerana* (Well.) Mart. *Ciênc Florest.*, 11(1), 141-149. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53411112> (Acceso mayo 2021).
- Falster, D. S., & Westoby, M. (2003). Plant height and evolutionary games. *Trends Ecol Evol.*, 18(7), 337-343. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00061-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00061-2)
- FAO. (2004). National forest inventory. 4.a ed. Roma, 83 p. Disponible en: <http://www.fao.org/3/aae578e.pdf> (Acceso abril 2021).
- FAO. (2009). Los bosques y el cambio climático. Disponible en: <http://www.fao.org/newsroom/es/focus/2006/1000247/index.html> (Acceso julio 2021).
- Faran, M., & Linthicum, K. (1981). A handbook of the amazonian species of *Anopheles* (*Nyssorhynchus*) (Diptera: Culicidae). *Mosq Syst.*, 13(1), 1-81. Disponible en: <http://mosquito-taxonomic-inventory.info/sites/mosquito-taxonomic-inventory.info/files/Faran%20%26%20Linthicum%201981.pdf> (Acceso abril 2021).
- Fischlin, A., Ayres, M., Karnosky, D., Kellomäki, S., Louman, B., & Chin, O. (2009). Future environmental impacts and vulnerabilities. *IUFRO World Ser.*, 22(1), 53-100. Disponible en: <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/20166> (Acceso marzo 2021).
- Goldammer, J. G., & Price, C. (1998). Potential Impacts of Climate Change on Fire Regimes in the Tropics Based on Magicc and a GISS GCM-Derived Lightning Model. *Clim Change*, 39(2), 273-296. <https://doi.org/10.1023/A:1005371923658>
- Hansen, L. J., Biringer, J. L., & Hoffman, J. R. (2003). Buying Time. A User's Manual for Building Resistance and Resilience to Climate Change in Natural Systems. Disponible en: [http://awsassets.panda.org/downloads/buyingtime\\_unfe.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/buyingtime_unfe.pdf) (Acceso junio 2021).
- King, D. A., Davies, S. J., Tan, S., & Noor, N. S. (2006). The role of wood density and stem support costs in the growth and mortality of tropical trees. *J Ecol.*, 94(3), 670-680. <https://doi:10.1111/j.13652745.2006.01112.x>

- Kraft, N. J., Metz, M. R., Condit, R. S., & Chave, J. (2010). The relationship between wood density and mortality in a global tropical forest data set. *New Phytol.*, 188(4), 1124-1136. <https://doi:10.1111/j.14698137.2010.03444.x>
- Laporta, G. Z., Ilacqua, R. C., Bergo, E. S., Chaves, L., Rodvalho, S., Moresco, G., Figueira, E., Massad, E., de Oliveira, T., Bickersmith, S., Conn, J., & Sallym, A. (2021). Malaria transmission in landscapes with varying deforestation levels and timelines in the Amazon: a longitudinal spatiotemporal study. *Sci Rep*, 11, 6477. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85890-3>
- Lavorel, G. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct Ecol.*, 16(5), 545-556. <http://doi.10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Lyons, K. G., Brigham, C. A., Traut, B. H., & Schwartz, M. W. (2005). Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conserv Biol.*, 9(4), 1019-1024. <https://doi.10.1111/j.1523-1739.2005.00106.x>
- Mace, K. E., Arguin, P. M., Lucchi, N. W., & Tan, K. R. (2019). Malaria Surveillance — United States, 2016. *MMWR Surveill Summ*, 68(No. SS-5), 1–35. <http://dx.doi.org/10.15585/mmwr.ss6805a1external-1>
- MINSA. (2020). Número de casos de malaria, Perú 2015 – 2020. Disponible en: <https://www.dge.gob.pe/portal/docs/vigilancia/sala/2020/SE21/malaria.pdf> (Acceso abril 2021).
- Mostacedo, B., & Fredericksen, T. S. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Disponible en: <http://www.bio-nica.info/biblioteca/mostacedo2000ecologiavegetal.pdf> (Acceso junio 2021).
- Olson, S. H., Gangnon, R., Silveira, G. A., & Patz, J. A. (2010). Deforestation and malaria in Mâncio Lima County, Brazil. *Emerging infectious diseases*, 16(7), 1108–1115. <https://doi.org/10.3201/eid1607.091785>
- OMS. (2021). Paludismo. Disponible en: <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/malaria> (Acceso junio 2021).
- Ortíz, M. (2017). El género *anopheles* (diptera: culididae) en el Perú como vector del agente que ocasiona la malaria. Disponible en: <https://repositorio.urp.edu.pe/handle/urp/1050> (Acceso julio 2021).
- Puerta, R. H. (2007). Modelo Digital de Elevación del Bosque Reservado de la Universidad Nacional Agraria de la Selva. Disponible en: <http://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/1908> (Acceso abril 2021).
- Ribeiro, A. (2010) La importancia de *Anopheles darlingi* y *Anopheles marajoara*, en la transmisión de malaria en el Municipio de Macapá, Estado de Amapá, Brasil. *Dpt. Zoología, Lab. Ent.*, 1(4), 103. <http://dx.doi.org/10.5123/S2176-62232010000400016>
- Rubio-Palis, Y. (2000). *Anopheles (Nyssorhynchus)* de Venezuela, taxonomía, ecología e importancia médica. Maracay: Escuela de Malariología y Saneamiento. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/281347445\\_Anopheles\\_Nyssorhynchus\\_de\\_Venezuela\\_Taxonomia\\_Biologia\\_Ecologia\\_e\\_Importancia\\_Medica](https://www.researchgate.net/publication/281347445_Anopheles_Nyssorhynchus_de_Venezuela_Taxonomia_Biologia_Ecologia_e_Importancia_Medica) (Acceso junio 2021).
- Rubio-Palis, Y., Bevilacqua, M., Medina, D., Moreno, J., Cárdenas, L., Sánchez, V., Estrada, Y., Anaya, W., & Martínez, A. (2013). Malaria entomological risk factors in relation to land cover in the Lower Caura River Basin, Venezuela. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 108 (2), 220-228. <https://doi.org/10.1590/00740276108022013015>
- SENAMHI. (2019). Boletín hidroclimático. Disponible en: <http://huanuco.senamhi.gob.pe/?p=boletin-hidroclimatico> (Acceso mayo 2021).
- Suding, K. N., Lavorel, S., Chapin, F. S., Cornelissen, J. H., Díaz, S., & Garnier, E. (2008). Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Glob Change Biol.*, 14(5), 1125-1140. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01557.x>
- Tineo, E., Medina, A., Fallaque, C., Chávez, L., Quispe, S., Mercado, M., Zevallos, J., León, W., & Palomino, M., (2003) Distribución geográfica y comportamiento estacional de la picadura del *Anopheles (Nyssorhynchus) darlingi* Root 1926 en las localidades de la frontera Perú-Bolivia, Madre de Dios. *Rev. Peru Med Exp Salud Pública*, 20(3), 78-83. Disponible en: <http://www.scielo.org.pe/pdf/rins/v20n2/a04v20n2.pdf> (Acceso abril 2021).
- Tucker, J. M., 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. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.*, 372(1722), 20160125. <https://doi:10.1098/rstb.2016.0125>
- Turell, M. J., Sardelis, M. R., Jones, J. W., Watts, D. M., Fernández, R., Carbajal, F., Pecor, J. E., & Klein, T. A. (2008). Seasonal distribution, biology, and human attraction patterns of mosquitoes (Diptera: Culicidae) in a rural village and adjacent forested site near Iquitos, Peru. *J. Med. Entomol.*, 45, 1165–1172. <https://doi:10.1093/jmedent/45.6.1165>

- Vittor, A. Y., Gilman, R. H., Tielsch, J., Glass, G., Shields, T., Lozano, W. S., Pinedo-Cancino, V., & Patz, J. A. (2006). The effect of deforestation on the human-biting rate of *Anopheles darlingi*, the primary vector of *Falciparum* malaria in the Peruvian Amazon. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 74(1), 3–11. Disponible en: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/16407338/> (Acceso marzo 2021).
- Walker, B., Kinzig, A., & Langridge, J. (1999). Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. *Ecosystems*, 2(2), 95-113. <https://doi.org/10.1007/s100219900062>
- Zanne, A. E., & Falster, D. S. (2010). Plant functional traits – linkages among stem anatomy, plant performance and life history. *New Phytol*, 185(2), 348-351. Disponible en: <https://www.jstor.org/stable/25609619> (Acceso junio 2021).