



# UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

## Tesis

**Efecto del hábitat y la estructura del paisaje  
sobre la diversidad de odonatos adultos en  
ríos de Nahá y Puerto Bello Metzabok.**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTORA **EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

PRESENTA

**MARÍA DE LOURDES GÓMEZ TOLOSA**

DIRECTOR DE TESIS:

DR. GUSTAVO RIVERA VELÁZQUEZ

CO-DIRECTORA:

DRA. TAMARA MILA RIOJA PARADELA





# UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

## DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas a 14 de octubre de 2021

Oficio No. DGIP/763/2021

Asunto: Autorización de impresión de tesis

**C. María de Lourdes Gómez Tolosa**  
**Candidata al Grado de Doctora en Ciencias en**  
**Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales**  
**Instituto de Ciencias Biológicas**  
**UNICACH**  
**Presente**

Con fundamento en la **opinión favorable** emitida por escrito por la Comisión Revisora que analizó el trabajo terminal presentado por usted, denominado **Efecto del habitat y la estructura del paisaje sobre la diversidad de odonatos adultos en ríos de Nahá y Puerto Bello Metzabok**, cuyo director de tesis es el Dr. Gustavo Rivera Velázquez, quien avala el cumplimiento de los criterios metodológicos y de contenido; esta Dirección General a mi cargo **autoriza** la impresión del documento en cita, para la defensa oral del mismo, en el examen que habrá de sustentar para obtener el **Grado de Doctora en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales**.

Es imprescindible observar las características normativas que debe guardar el documento impreso, así como realizar la entrega en esta Dirección General de un ejemplar empastado.

**ATENTAMENTE**  
**"POR LA CULTURA DE MI RAZA"**

**DRA. CAROLINA ORANTES GARCÍA**  
**DIRECTORA GENERAL**



**DIRECCIÓN GENERAL DE**  
**INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

C.c.p. Mtro. Ricardo Hernández Sánchez, Director del Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.  
Dr. Iván de la Cruz Chacón, Coordinador del Posgrado, Instituto de Ciencias Biológicas, UNICACH. Para su conocimiento.  
Expediente



\*COG/eco/igp/gtr

**Dirección General de**  
**Investigación**  
**y Posgrado**

2021, Año de la Independencia

**Dirección General de Investigación y Posgrado**  
Libramiento Norte Poniente No. 1150  
Colonia Lajas Maciel, CP 29039.  
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.  
Tel (961)6170440 Ext.4360  
investigacionyposgrado@unicach.mx



## **Dedicatoria**

A Sergio, Diego, Mario y Rudinsky

### **Agradecimientos institucionales**

Agradezco a la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas por el apoyo recibido como estudiante de posgrado, así como también tener la oportunidad de realizar este trabajo de tesis doctoral, agradezco a los Coordinadores del programa Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales Dr. Gustavo Rivera Velázquez y Dr. Iván de la Cruz Chacón, y el personal administrativo de esta Universidad. Mi agradecimiento al CONACyT por el apoyo económico brindado a través de la beca recibida con el número de estudiante 630424 y CVU 208813.

### **Agradecimientos personales**

Agradezco a mis padres, mi familia y mis amigos.

Agradezco a todos aquellos que hicieron posible que se estableciera una retroalimentación en un ambiente amable, gratificante, discusiones positivas con base en documentos publicados siendo asertivos, congruentes con el trabajo de investigación científica que se fue desarrollando durante mi formación como estudiante, y no en ocurrencias como en un capítulo novelesco; a todos ustedes muchas gracias y espero que sigamos colaborando. Agradezco también a los revisores externos, anónimos y correctores de estilo del inglés que retroalimentaron los capítulos, y por ende los manuscritos para que obtengamos publicaciones de calidad. También agradezco a todos aquellos que me apoyaron en campo y en las salidas a campo para realizar el trabajo que se presenta.



## Índice

Resumen.....	vi
Abstract.....	viii
Introducción.....	1
Capítulo 1. The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region.....	6
Capítulo 2. Using the ecological relationships of Odonata with a habitat integrity index to test the Biodiversity Ecosystem Function Framework.....	22
Capítulo 3 La fragmentación del paisaje y la diversidad de especies de Zygoptera (Odonata).....	46
Discusión general.....	77
Conclusiones.....	81
Referencias.....	82

## Resumen

Una pregunta fundamental en el campo de la ecología de comunidades es: ¿cómo se distribuyen las especies a través de un gradiente ambiental temporal y espacial?

Por otra parte, desde hace una década, se ha incrementado la literatura científica que considera que el orden Odonata es un indicador confiable para evaluar las condiciones ambientales. Sin embargo, son aun escasos los estudios en la región Neotropical. Por esta razón, el objetivo general de esta tesis fue determinar la relación entre la calidad del hábitat y la fragmentación del paisaje con los ensambles de especies de libélulas en sistemas lóticos neotropicales.

El primer objetivo específico fue analizar la importancia del orden Odonata como grupo de estudio para realizar evaluaciones ambientales (tipos de evaluación, enfoques estadísticos, etapas del ciclo de vida utilizadas, métodos de muestreo y métricas particulares), resumiendo el estado actual, las tendencias e identificando temas de investigación relacionados en el Neotrópico. Derivado de la revisión de las publicaciones entre 2007 y 2018, encontramos que la salud del ecosistema fue el tipo de evaluación más frecuente y la calidad el objetivo más utilizado. En el caso de las pruebas estadísticas y métricas, encontramos que los análisis multivariados y la riqueza de especies fueron los más utilizados en estas publicaciones. Sin embargo, debido a que existe una gran diversidad de hábitats en esta región, no existe un protocolo de monitoreo único para evaluar la calidad de la salud del ecosistema y es necesario crear una propuesta para un protocolo de evaluación estándar. Con base en lo anterior, se sugirieron algunas etapas para establecer un protocolo específico en cada sitio, como son las siguiente: i) que se registre el conjunto de especies más sensibles al tipo de cambio evaluado, 2) emplear métodos de rarefacción para determinar si es representativo el muestreo, 3) utilizar el índice de diversidad basado sobre el área bajo la curva y análisis multivariados, entre otras sugerencias. Finalmente, la información generada contribuyó a la elaboración de la propuesta metodológica que se utilizó durante el trabajo de campo de este estudio.

El segundo objetivo específico fue determinar si los resultados de la evaluación del funcionamiento del ecosistema, generados a través de la evaluación visual de la integridad del hábitat en cada localidad, están relacionados con la diversidad de especies de Odonata a diferentes niveles taxonómicos. El trabajo de campo de este estudio se realizó en la Selva Lacandona, Chiapas, México, en la zona que abarca dos Áreas Naturales Protegidas comprendida entre Nahá y Puerto Bello Metzabok. Se analizó el Índice de Integridad del Hábitat (HII) y su relación con la composición y el ensamble de odonatos adultos, a nivel de orden, suborden, familia y géneros. Postulamos la hipótesis que predice el HII a partir de la abundancia, riqueza y diversidad de especies estenotópicas (a nivel de género), porque presentan una mayor proporción de especialistas asociados a condiciones ambientales



particulares y que son sensibles a los cambios en esas condiciones. Encontramos una relación estadística positiva entre el HII con la riqueza y la diversidad de especies estenotópicas. Por el contrario, el HII mostró una relación negativa con la abundancia, riqueza y diversidad de especies del suborden Anisoptera. Discutimos el uso de este conjunto de grupos taxonómicos y sus posibles aplicaciones con fines de conservación y monitoreo del ambiente. En este estudio, las zonas dentro de las Áreas Naturales Protegidas presentaron más especies especializadas que la zona no protegida, que tiene un nivel severo de perturbación.

Por último, el tercer objetivo específico fue analizar el efecto de la fragmentación del paisaje sobre la abundancia, riqueza y diversidad de las especies del suborden Zygoptera. Los resultados obtenidos, al analizar las métricas de la fragmentación del paisaje y su relación con la abundancia, riqueza y diversidad de zigópteros, no mostraron una relación estadísticamente significativa. Por lo tanto, recomendamos que se explore la cantidad selva disponible, como proxy del hábitat que utilizan estas especies, a diferentes niveles taxonómicos del suborden Zygoptera.

Palabras clave: especies estenotópicas, evaluaciones del funcionamiento del ecosistema, índices de integridad del hábitat, fragmentación del paisaje, Odonata.

## **Abstract**

A fundamental question in the field of community ecology is: how are species distributed through a temporal and spatial environmental gradient?

On the other hand, for a decade, the scientific literature that considers that the Odonata order is a reliable indicator to evaluate environmental conditions has increased. However, studies in the Neotropical region are still scarce. For this reason, the general objective of this thesis was to determine the relationship between habitat quality and landscape fragmentation with assemblages of dragonfly species in Neotropical lotic systems.

The first specific objective was to analyze the importance of the Odonata order as a study group to carry out environmental evaluations (types of evaluation, statistical approaches, life cycle stages used, sampling methods, and particular metrics), summarizing the current state, trends, and identifying related research topics in the Neotropics. Derived from the review of the publications between 2007 and 2018, we found that the health of the ecosystem was the most frequent type of evaluation and quality the most used objective. In the case of statistical and metric tests, we found that multivariate analysis and species richness were the most used in these publications. However, due to the great diversity of habitats in this region, there is no single monitoring protocol to assess the quality of ecosystem health and it is necessary to create a proposal for a standard assessment protocol. Based on the above, some steps were suggested to establish a specific protocol in each site, such as the following: i) that the set of species most sensitive to the type of change evaluated is registered, 2) use rarefaction methods to determine whether sampling is representative, 3) using the diversity index based on the area under the curve and multivariate analysis, among other suggestions. Finally, the information generated contributed to the elaboration of the methodological proposal that was used during the fieldwork of this study. Finally, the information generated contributed to the elaboration of the methodological proposal that was used during the fieldwork of this study.

The second specific objective was to determine if the results of the evaluation of the functioning of the ecosystem, generated through the visual evaluation of the integrity of the habitat in each locality, are related to the diversity of Odonata species at different taxonomic levels. The fieldwork of this study was carried out in the Selva Lacandona of Chiapas, Mexico, in the area that includes two Protected Natural Areas between Nahá and Puerto Bello Metzabok. The Habitat Integrity Index (HII) and its relationship with the composition and assembly of adult odonates, at the order, suborder, family, and gender levels were analyzed. We postulate the hypothesis that HII predicts from the abundance, richness, and diversity of stenotopic species (at the genus level), because they have a higher proportion of specialists associated with particular environmental conditions and who are sensitive to changes in those conditions. We found a positive statistical relationship between IH and the



richness and diversity of stenotopic species. In opposite, the HII showed a negative relationship with the abundance, richness, and diversity of species of the suborder Anisoptera. We discuss the use of this set of taxonomic groups and their possible applications for conservation and environmental monitoring purposes. In this study, the areas within the Protected Natural Areas presented more specialized species than the non-protected area, which has a severe level of disturbance.

Finally, the third specific objective was to analyze the effect of landscape fragmentation on the abundance, richness, and diversity of the species of the suborder Zygoptera. The results obtained, when analyzing the metrics of landscape fragmentation and its relationship with the abundance, richness and diversity of Zygoptera, did not show a statistically significant relationship. Therefore, we recommend that the amount of forest available be explored, as a proxy for the habitat used by these species, at different taxonomic levels of the suborder Zygoptera.

Keywords: stenotopic species, environmental assessments, habitat quality indices, landscape fragmentation, Odonata.

## Introducción

Actualmente existe una crisis ambiental, y como resultado de ésta crisis se estima la extinción de un millón especies debido a las actividades humanas; es decir, la tasa de extinción de especies es diez a cien veces más alta que el promedio registrado durante los últimos diez millones de años, de acuerdo con la Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (por sus siglas en inglés IPBES) (Tollefson 2019). Además, los ecosistemas acuáticos y terrestres enfrentan una severa pérdida o degradación de sus atributos funcionales (Corlett, 2016). Los ríos albergan comunidades biológicas que presentan patrones o mecanismos para coexistir en un mismo lugar y tiempo (Mittelbach, 2012) y se encuentran entre los ecosistemas más vulnerables al impacto humano (Naiman et al. 2005; García-García et al. 2016).

Entender cómo se distribuyen las comunidades biológicas, a través de un gradiente ambiental, temporal y espacial, ha motivado el surgimiento de diversas teorías como la teoría de Nicho (Hutchinson, 1959), la teoría de Biogeografía de Islas (McArthur y Wilson 1967), la teoría de las Metacomunidades (Levins, 1969) y la teoría Neutral (Hubbell, 2001). Además de estas teorías, actualmente diversas investigaciones se están enfocando en evaluar la influencia de la biodiversidad como predictores del funcionamiento del ecosistema (por sus siglas en inglés BEF). La mayor parte de los estudios realizados se han enfocado en las plantas y son pocos los estudios con animales (Cardinale et al., 2012).

Por lo anterior, es necesario incrementar el número de trabajos con comunidades de animales que puedan tener una relación directa con el funcionamiento del ecosistema. Entre éstos grupos de animales se encuentran los insectos, y en particular los dos subórdenes del Orden Odonata debido a que presentan una diversidad de conductas que están condicionadas por características particulares del ambiente (Resende et al., 2021). Ambos subórdenes que están presentes en el Neotrópico y tienen diferencias en cuanto a su capacidad de dispersión, más restringida en Zygoptera que Anisoptera (Barros et al., 2017).

Además, este grupo de insectos acuáticos muestra matices en cuanto a sus requerimientos de hábitat (Corbet 1999), por lo que los ensambles de especies del Orden han sido utilizados para evaluar la integridad del ecosistema (Corbet, 1999; Oertli et al. 2002; Schlinder et al. 2003; Osborn 2005; Pritchard, 2008; Silva et al., 2010; Simaika y Samways, 2011; Kietzka et al., 2017); así como indicadores eficientes para evaluar la restauración de ambientes degradados (Gómez-Anaya y Novelo-Gutiérrez, 2015). En este contexto, se ha investigado que áreas de menor impacto antrópico presentan ensambles de especies de odonatos que se correlacionan de forma positiva con una mayor integridad del hábitat (Pritchard, 2008; Silva et al., 2010; Simaika y Samways, 2011; Brasil et al., 2017).

Otro aspecto importante es el análisis a nivel del paisaje, porque se ha confirmado que las características que lo integran pueden determinar la distribución de los odonatos, ya que los adultos buscan un hábitat adecuado en el paisaje, especialmente cuando se dispersan. Por ejemplo, *Sympetrum depressiusculum* se distribuye con mayor abundancia en áreas con vegetación densa y no se encuentra en fragmentos con actividad agrícola (Dolný et al., 2014). Durante la fase pre-reproductiva la mayoría de los odonatos adultos dependen en gran medida de los hábitats terrestres, como los bosques y las praderas, para alimentarse y descansar (Fincke 1992; Corbet 1999). Sin embargo, diferentes trabajos han confirmado que los odonatos presentan patrones relacionados con gradientes ambientales (clementsiano, gleasoniano y cuasi-estructuras) tanto para larvas como para adultos (McCauley et al. 2008; Bried et al. 2015; Brasil et al., 2017).

Lo anterior destaca la necesidad de identificar, en las comunidades de odonatos, las especies que son clave dentro del ecosistema, con la finalidad de tener un mejor conocimiento y evaluarlas a largo plazo (Gómez-Tolosa et al., 2021). Lo anterior incluye la relación que tienen con su ambiente, a nivel local el hábitat (Brasil et al., 2017; Pritchard, 2008; Silva et al., 2010; Simaika y Samways, 2011), así como también a escala regional con características que componen el paisaje (McCauley et al. 2008; Bried et al. 2015; Brasil et al., 2017). Actualmente los estudios en los países de la región neotropical son escasos y la mayoría están reportados en Brasil (Gómez-Tolosa et al., 2021); por lo que es necesario ampliar a otras regiones neotropicales las investigaciones de la diversidad de las comunidades de odonatos y su relación con el ambiente, tanto a escala local como de paisaje.

Por estas razones, en esta tesis doctoral el objetivo central fue conocer la relación entre las especies del orden Odonata con características del ambiente. Para conocer esta relación, se plantearon las siguientes preguntas de investigación: 1) ¿Qué tipo de evaluaciones se han realizado utilizando a los odonatos, y qué asociaciones hay entre los tipos de evaluación, métodos de muestreo, estadios del ciclo de vida, métricas y pruebas estadísticas, en la región neotropical? 2) ¿Los ensambles de odonatos, a diferentes resoluciones taxonómicas, pueden predecir el funcionamiento del ecosistema, evaluado mediante la integridad del hábitat? y 3) ¿Existe una relación entre las especies de zigópteros y la fragmentación del hábitat?

Con la finalidad de contestar las preguntas de investigación se desarrollaron hipótesis de trabajo, métodos, resultados, discusión y conclusión específicos en cada uno de los tres capítulos, los primeros dos capítulos están en formato de artículos científicos de acuerdo a la revista en donde se envió para publicar. El primer capítulo está publicado, mientras que el segundo capítulo está en proceso de revisión, y el tercer capítulo está en formato de capítulo de libro. Es importante aclarar que aun cuando por el desarrollo de la investigación doctoral cada capítulo tiene un formato diferente, todos los capítulos están ligados y tienen una secuencia que se describe a continuación.

En el primer capítulo titulado “The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region”, con el objetivo de conocer las investigaciones realizadas en los países neotropicales se realizó una búsqueda en los acervos bibliográficos. Se recopilaron más de 100 publicaciones de las cuales se analizaron 62 artículos científicos con investigaciones en siete países del neotrópico, publicados entre 2007 y 2018. Con la información recopilada se aplicó un meta-análisis, es decir un análisis estadístico que se estableció a partir de una base de datos generados independientemente y enfocados en responder diferentes preguntas respecto al tema de investigación: los odonatos como evaluadores de la región neotropical. Y el propósito del meta-análisis fue generar una estimación cuantitativa sobre este tema (Gopalakrishnan y Ganeshkumar, 2013). En este capítulo se analizó la importancia del orden Odonata en la evaluación del ambiente, resumiendo el estado actual de la evaluación de los ecosistemas en la región Neotropical e identificando los problemas de investigación relacionados. Además de la pregunta central, se hicieron las siguientes preguntas complementarias con la finalidad de obtener toda la información recopilada a partir de los 62 artículos publicados: (i) ¿Existe alguna tendencia sobre el tipo de evaluación, el año o etapas de vida del período analizado y en qué países? (ii) ¿Cuál es el tipo de evaluación objetivo, prueba estadística, método de muestreo y métrica que se aplica con más frecuencia? (iii) ¿Existe alguna relación entre objetivos, tipo de evaluación, método de muestreo, etapas de vida o métrica particular? Las hipótesis estadísticas fueron: (i) que las frecuencias observadas son diferentes esperadas por azar y (ii) que los rasgos examinados son independientes. Por lo que se aplicó la prueba de chi-cuadrado ( $\chi^2$ ) cuando los valores esperados fueron mayores que cinco ( $> 5$ ), y cuando los valores esperados fueron iguales o menores que cinco ( $\leq 5$ ) se utilizó la función de razón de verosimilitud (prueba  $G$ ) del paquete DescTools en R (R Core Team 2018).

Con base en las hipótesis estadísticas, se evaluaron: las diferencias entre los valores observados y esperados según i) el tipo de evaluación (biodiversidad, salud del ecosistema, prácticas de manejo y cambio climático) y etapa de vida (adultos y larvas), ii) la frecuencia de uso de métricas (riqueza, diversidad, valor de conservación y particulares) y iii) el tipo de prueba estadística utilizada (modelado y simulación, multivariante, paramétrico y no paramétrico). Para probar la independencia, comparamos la frecuencia de uso de métodos de muestreo y etapas del ciclo de vida *versus* tipo de índice (de hábitat o biótico), el tipo de evaluación *versus* los objetivos del estudio, el tipo de evaluación, etapas del ciclo de vida y la frecuencia de uso de métodos de muestreo *versus* el tipo de métrica utilizada. También analizamos la relación entre los objetivos con el tipo de evaluación y los índices ambientales con los métodos de muestreo. Se elaboró una tabla de contingencia por cada relación analizada. Con base en las tendencias encontradas, se generó una propuesta de monitoreo para la región tropical que comprende una serie de recomendaciones a seguir. Además, esta información sirvió de base para

diseñar, desarrollar y aplicar el método utilizado en el estudio de campo (capítulo 2). Es importante mencionar que uno de los resultados de la revisión de los 62 artículos publicados, respecto a la salud (funcionamiento) del ecosistema y la integridad del hábitat, mostró que no se ha empleado a los odonatos como predictores del funcionamiento del ecosistema; es decir, los odonatos han sido utilizados como variable de respuesta y los índices de salud del ecosistema y la integridad del hábitat como variable predictora. Por lo que el segundo capítulo, titulado “Using the ecological relationships of Odonata with a habitat integrity index to test the Biodiversity Ecosystem Function Framework”, es un trabajo innovador debido a que se planteó la siguiente hipótesis de trabajo: que la diversidad de especies del orden Odonata puede predecir el funcionamiento del ecosistema, medido mediante el Índice de Integridad del Hábitat (IIH), en sistemas lóticos de la Selva Lacandona.

La hipótesis estadística fue que la abundancia, riqueza y diversidad de especies estenotópicas ACHH (*Argia*, *Cora*, *Hetaerina* y *Heteragrion* spp) se relacionan con el IIH y tienen un mejor ajuste estadístico respecto a otros niveles taxonómicos. Para poner a prueba la hipótesis estadística se realizó un método (para un mayor detalle, revisar el capítulo 2) en el que se generó una base de datos a partir de información recopilada mediante trabajo de campo. Por una parte se aplicó el método para obtener los puntajes del IIH en cada unidad de muestreo, y por otra parte se generaron los resultados de la abundancia, riqueza y diversidad de odonatos de cada unidad de muestreo. Como los datos no se ajustaron a una distribución normal, se utilizó el Modelo de regresión de Dirichlet, porque comprende valores entre cero y uno, para contrastar la abundancia, riqueza y diversidad de especies de odonatos como predictores del IIH. Se encontró una relación positiva y estadísticamente significativa entre el IIH con la riqueza y diversidad de ACHH. En contraste, Anisoptera presentó una asociación negativa con abundancia de especies.

Finalmente, en el tercer capítulo se llevó a cabo una revisión del concepto de paisaje, sus métricas y tendencias de estudio, así como también el debate que actualmente existe para analizar la fragmentación del paisaje. Por una parte Hanski (2015), y Fletcher et al. (2018) señalan que la fragmentación *per se* tiene efecto sobre la diversidad de especies. De forma opuesta, Fahrig (2017) señala que la fragmentación *per se* hace poca diferencia y lo que tiene más importancia para determinar el efecto de la fragmentación del paisaje, sobre la diversidad de especies, son las métricas relacionadas con la cantidad del hábitat disponible (Fahrig, 2013). Con base en éste marco de referencia conceptual, se analizó el efecto de la fragmentación del paisaje sobre los datos de biodiversidad de odonatos adultos obtenidos en campo, mediante la caracterización del paisaje a partir de imágenes de satélite, empleando 19 métricas de fragmentación (Dolný et al., 2014; Su et al., 2015; Renner et al., 2018). Específicamente se analizó el efecto de la fragmentación de paisaje sobre la diversidad de especies del

suborden Zygoptera en el área de Nahá, Puerto Bello Metzabok y el ejido el Tumbo, que corresponde a la Selva Lacandona de Chiapas.

La hipótesis de trabajo fue que la fragmentación del paisaje tiene un efecto sobre la diversidad de zigópteros. El método empleado (para mayor detalle revisar el capítulo 3) fue contrastar la abundancia, riqueza y diversidad de odonatos con las métricas de la fragmentación del paisaje en un área de 785,400 m<sup>2</sup> (unidad de paisaje), mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM). Sin embargo, los resultados estadísticos mostraron que la fragmentación del paisaje no está relacionada con la abundancia, riqueza y diversidad de especies de Zygoptera en el área de estudio. Por lo que se discutieron y propusieron otro tipo de análisis y realizar otras aproximaciones metodológicas para conocer los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la diversidad de este grupo de odonatos.

En términos generales, los tres capítulos contribuyen al conocimiento de las relaciones entre los odonatos y el ambiente en el que viven. Las aplicaciones de la información generada que esta tesis doctoral puede aportar, se inscriben en los campos de la conservación y la restauración de ecosistemas tropicales.



# Capítulo 1. The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region

Publicado en:

Environmental Science and Pollution Research

<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>

REVIEW ARTICLE

## The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region

María Gómez-Tolosa<sup>1</sup> & Gustavo Rivera-Velázquez<sup>2</sup> & Tamara M. Rioja-Paradela<sup>3</sup> & Luis F. Mendoza-Cuenca<sup>4</sup> & César Tejada-Cruz<sup>2</sup> & Sergio López<sup>3</sup>

Received: 8 May 2020 / Accepted: 4 October 2020

Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020

<sup>1</sup> Programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

<sup>2</sup> Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

<sup>3</sup> Cuerpo Académico Sustentabilidad y Ecología Aplicada, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

<sup>4</sup> Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Múgica S/N, 58030 Morelia, Michoacán, México

Responsible Editor: Thomas Hein

Electronic supplementary material the online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

\*Correspondence autor: [malugomeztolosa@gmail.com](mailto:malugomeztolosa@gmail.com) and [sergio.lopez@unicach.mx](mailto:sergio.lopez@unicach.mx)

### Abstract

The order Odonata has been regularly used as an indicator of the ecosystem's condition. The objective of this review was to analyze the importance of Odonata for environmental assessments (assessment types, statistical approach, life stages, and sampling method, or particular metric), summarizing the current state, the trends, and identifying related research issues in the Neotropical region. Therefore, we selected 62 articles from 2007 to 2018 based on published research to monitor Odonata assessments in the Neotropical region. We compiled a database and ran statistical analyses for the observed frequencies. We found that ecosystem health was the most frequent assessment type and quality the most used objective. In the case of statistical tests and metrics, multivariate analyses and species richness were most used in these papers. However, because there is a great diversity of habitats in this region, there is no unique monitoring protocol to assess the quality of ecosystem health and it is needed to create a proposal for a standard evaluation protocol. Consequently, guidelines for monitoring are presented, and we suggest three stages to establish a specific protocol for each site, which records the set of species most sensitive to the exchange rate evaluated, as well as the use of rarefaction methods, the index of diversity based on the area under the curve, and multivariate analysis, among other recommendations.

**Keywords:** Biomonitoring · Biotic index · Damselflies · Diversity · Dragonflies · Habitat index · Indicators

### Introduction

Up to one million plant and animal species face extinction because of human activities according to the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (Tollefson 2019). In addition, an increase in loss or degradation of aquatic and terrestrial ecosystems is a reality in our current world (Corlett 2016). For these reasons, accurate assessment of habitats should be a priority for the management and conservation of public policy. There are many approaches to assess the level of degradation, and certain species have been selected as indicator groups. Therefore, in the aquatic ecosystem, invertebrates have been widely used to monitor aquatic habitats; for example, the Biological Monitoring Working Party (BMWP) is one of the most commonly used biotic indices (Hawkes 1997). It is based on the tolerance of organisms to pollution

classified on a scale of 1 to 10. In addition to the indices, Poulton et al. (2003) proposed the use of water quality parameters and their correlations with the species richness of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, and Odonata (EPTO).

Odonata has also been used as a biological indicator of microhabitat quality (Corbet 1993) or ecological restoration success in Mexico (Gómez-Anaya and Novelo-Gutiérrez 2015) and Indonesia (Cleary et al. 2004). Odonata also has been used to evaluate different climate change scenarios in such contrasting regions as the Andean region (Montemayor et al. 2016), eastern Australia (Bush et al. 2012), and Europe (Termaat et al. 2019) and to test ecological hypotheses and theories, like the intermediate disturbance (Stewart and Samways 2008), ecological niche (Mendes et al. 2015), and island biogeography (Oertli et al. 2002). Additionally, Odonata has been used to model land use intensification (Rocha-Ortega et al. 2019), species dispersal patterns (Angélibert and Giani 2003), assess connectivity along corridors (Khazan 2014), or for the use of different habitat types (Pither and Taylor 1998). In other eco-regions, studies were conducted to test indices for monitoring and evaluating fresh-water with odonates, such as the dragonfly biotic index (DBI) proposed by Simaika and Samways (2009) for South Africa, and the habitat association index (Chovanec et al. 2015) for Eastern Europe.

The monetary cost-benefit (the information quality) constitutes one of the greatest advantages of using Odonata for habitat assessments, and particularly, adult life stage can be measured at a low cost (Oertli 2008). However, in the Neotropical region, anthropogenic disturbances have caused drastic changes to their aquatic biota (Nessimian et al. 2008). Then, it is important to study Odonata species because they are distributed in a great variety of habitats (Paulson 2004, 2006) due to the complex orography (Peel et al. 2007) and in terms of climate complexity in the region. Therefore, this region is considered one of the most diverse and complex in the world (Macías-Ordoñez et al. 2014).

In this review, we analyzed 62 published studies about the use of Odonata for environmental assessment. We compiled all published Odonata monitoring studies from 2007 to 2018 including the seven Neotropical countries that have published studies of this issue (Brazil, Colombia, Costa Rica, Ecuador, Mexico, Panama, and Peru). The primary objective of this review was to analyze the importance of Odonata assessment, summarizing the current state of ecosystem assessment, and identifying related research issues in the Neotropical region. We also intend to identify research topics, using Odonata, related to the next questions: (1) is there any trend on assessment type, the year or life stages of the analyzed period and in which countries? (2) What is the assessment type objective, statistical test, sampling method, and metric more frequently applied? (3) Is there any relation between objectives, assessment type, sampling method, life stages, or particular metric? Also, for this work, we considered different assessment studies and we discuss if it is possible to establish monitoring guidelines using Odonata for the Neotropical region.

## Methods

### Data collection

We searched the ISI Web of Knowledge (Web of Science Core Collection), Google Scholar, and open-source journals (Directory of Open Access Journals) for papers on Odonata in the Neotropical region. Given that the review by Oertli (2008) spans studies published until 2007, we only screened for studies that were published as of 2007. We used the combinations of the following keywords: Odonata OR dragonflies OR damselflies OR Anisoptera OR Zygoptera AND indicator AND habitat index AND biotic index AND Neotropical countries. We found 76 publications from seven different countries that met the search criteria.

### Criteria for data selection

Specific exclusion criteria were used for publication selection in this review. We selected published papers that presented the following categories of assessment types, as stated by Oertli (2008): Biodiversity, Ecosystem Health, Management Practices, and Climatic Change from Neotropical countries in the period between 2007 and 2018; we also considered the Odonata life stages (larvae, adults, adults/larvae) and other taxa. We selected 62 publications that met these criteria.

We created a database (Appendix 1) with the selected publications. This database has the following fields: ID (a reference number for each paper), reference (first author's last name), year (2007–2018), habitat (lentic, lentic–lotic, lotic), assessment type (biodiversity, ecosystem health, management practices, and climatic change), geographical location (the country where the study took place), larvae (presence = 1), adult (presence = 1), other taxa (presence = 1), life stage/other taxa (larvae, adult, adult/larvae and other taxa), assessment objective (agriculture, conservation value and genetic diversity, forest conversion, fragmentation, hydromorphology, magnitude-composition, plantation, precipitation, quality, restoration, structure and function and urbanization), and sampling method (capture-mark-recapture, net/transect, metal sieves, no data, fixed area scanning, tissue sampling, and transect). Also, we grouped the publications in four main study subjects: richness (it includes

rarefaction curves and richness estimation at family, genera and species level), diversity (that includes alpha, beta, and gamma indices), conservation value (we considered only one genetic diversity metric: intraspecific genetic divergence), and particular metrics (including functional diversity, allometry, population traits, landscape analysis, microhabitat quality, and pollution levels). Finally, we counted the application of habitat and biotic indices in two separate columns.

For the analysis of statistical tests used (Appendix 2), we classified them in multivariate, parametric, non-parametric, modeling, and simulation analysis. Multivariate analyses include correspondence analysis (CA), principal components (PC), clustering (C, except similarity indexes), multiple linear regression analysis (MLRA), multivariate analysis of variance (MAV), and deterrent analysis (DA). Parametric tests are two samples comparison (TSCP, Student's t test mainly), multiple samples comparison (MSCP, analysis of variance), and simple linear regression (LR). Non-parametric tests include two samples comparison (TSCNP) like Mann–Whitney test, multiple sample comparison (MSCNP) as Kolmogorov–Smirnov and similar tests, non-parametric correlation (NPC), and sampling distribution comparison (SDC) likelihood tests. Also, we considered a group for analyses like modeling spatial distributions or numeric simulations (M-S).

### Data analyses

We counted the number of papers per year and the assessment type. Also, we counted the papers according to the life stage and if included other taxa. Additionally, we made a map of the Neotropical region to show the number of published papers per country between 2007 and 2018.

For the published paper's total, we tested two null hypotheses: (i) that observed frequencies are equally to expect ones and (ii) that examined traits are independent. We ran the chi-squared test (`chisq.test`) function in R when expected values were greater than 5. When the expected value was equal to or less than 5, we used the likelihood ratio test (`G test`) function of the DescTools package in R (R Core Team 2018).

We evaluated differences between observed and expected numbers of published papers according to the type of assessment (biodiversity, ecosystem health, management practices, and climatic change) and life stage (adult and larvae). We also analyzed the differences between the frequency of use for metrics (richness, diversity, conservation value, and particulars) and the statistical test used (modeling and simulation, multivariate, parametric, and non-parametric). For independent analyses, we compared the frequency of use for sampling and life stage versus index type (habitat or biotic), assessment type versus objective, assessment type, life stage, and sampling versus metrics. We also analyzed the goodness of fit to relate the objectives with the assessment type and environmental indices with sampling methods. A contingency table was elaborated in order to relate each pair of analyzed assessment types, metrics, or sampling.

## Results and discussion

### The importance of Odonata assessment in the Neotropical region

Between 2007 and 2018, we found a total of 62 papers using odonates and other taxa for environmental assessment in the Neotropical region. The year 2015 recorded the highest number of publications about ecosystem health assessment, and 12.9% ( $n = 8$ ) of the publications were concentrated in this period. However, 2018 was the year with more publications for all assessment types (17.7%,  $n = 11$ ; Fig. 1a;  $X^2 = 22.4$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0.021$ ). Papers that used only adult stage organisms account for 41.9% of the total ( $n=26$ ,  $X^2=26.5$ ,  $df=4$ ,  $p < 0.001$ ); meanwhile, larvae stage studies comprehend the 22.5% ( $n= 14$ ), larvae and other taxa the 19.3% ( $n= 12$ ), larvae and adult 14.5% ( $n = 9$ ), and only one study included the adult stage and other taxa (1.6%; Fig. 1b). We found only three papers that involved more than one country. Brazil and Mexico showed at least three different assessment types (biodiversity, ecosystem health, and management practices); Costa Rica showed the only climatic change study (Gutiérrez-Fonseca et al. 2018) (Fig. 1c). Based on our results, Brazil ranked first on the use of Odonata for environmental assessment in the Neotropical region, between 2007 and 2018. This may be explained by the fact that Brazilian research institutions have received numerous incentives and well funded graduate and research programs, in addition to the recent growth in the number of research organizations, and very successful international exchange schemes for Brazilian researchers and students (Miguel et al. 2017a, b). However, recent changes in science policies in Brazil can stop this trend (de Area Leão Pereira et al. 2019).

Because of the high deforestation and land degradation rates in the Neotropical region, environmental assessments are urgently needed (Laurance et al. 2009; Seymour and Harris 2019), particularly in countries where environmental assessments have not been done. In contrast, Oertli (2008) reported only six papers from the tropical region, with only two papers belonging to the Neotropics, we report 62 papers in the current review.

### Trends in assessment type and objective

We found that ecosystem health represented 61.2% ( $n = 38$ ) of the total publications and is more frequent than expected by chance ( $X^2 = 50.9$ ,  $df = 3$ ,  $p < 0.001$ ). This may be because most of studies made rapid assessments

considering habitat changes in (a) structure and function (Fulan and Henry 2007; Altamiranda et al. 2010; Altamiranda and Ortega 2012; Fulan and dos Anjos 2015; Soares et al. 2015) and (b) hydromorphology (De Marco et al. 2015; Vilela et al. 2016), and the major proportion was on (c) quality (Corbi et al. 2008; De Paiva-Silva et al. 2010; Corbi et al. 2011; Dominguez-Granda et al. 2011; Pinto et al. 2012; Forero-Céspedes et al. 2013; Renner et al. 2013; Teles et al. 2013; Brasil et al. 2014, 2017; Juen et al. 2014; Martínez-Sanz et al. 2014; De Oliveira-Junior et al. 2015; Dutra and De Marco 2015; Gómez-Tolosa et al. 2015; Mendes et al. 2015, 2017, 2018; Monteiro-Júnior et al. 2015, 2016; Damanik et al. 2016; Valente-Neto et al. 2016; García-García et al. 2016; Gómez-Anaya et al. 2017; Hanh Tien et al. 2017; Miguel et al. 2017b; Brito et al. 2018; Silva et al. 2018; Silva-Franca et al. 2018; Torres-Olvera et al. 2018; Valente-Neto et al. 2018). Interestingly, or results coincide with those reported by Oertli (2008), highlighting the relevance of the use of Odonates for the study of ecosystem health.

In contrast, studies about Management practices had 25.8% (n = 16) focused mainly on forest conversion (Fincke and Hedström 2008; Hofhansl and Schneeweih 2008; Bücken et al. 2010; Carvalho et al. 2013; Calvão et al. 2016; Renner et al. 2016; Rodrigues et al. 2016; Rodrigues et al. 2018), and only two studies each on habitat fragmentation (Feindt et al. 2013; Khazan 2014) and plantation (Carvalho et al. 2018; Dalzochio et al. 2018). While, agriculture (Rizo-Patrón et al. 2013), urbanization (Monteiro-Júnior et al. 2014), and restoration (Gómez-Anaya and Novelo-Gutiérrez 2015) only have one study each, whereas biodiversity and climatic change represented 11.2% (n = 7) and 1.6% (n = 1), respectively (Fig. 2a). In the case of biodiversity, the magnitude-composition assessment objective had a higher frequency (Juen et al. 2007; Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Dalzochio et al. 2011; Pires et al. 2013; De Souza et al. 2017). We only found one study for habitat quality (Renner et al. 2013), one for conservation value, and one for genetic diversity (Koroiva et al. 2017) related to biodiversity assessment.

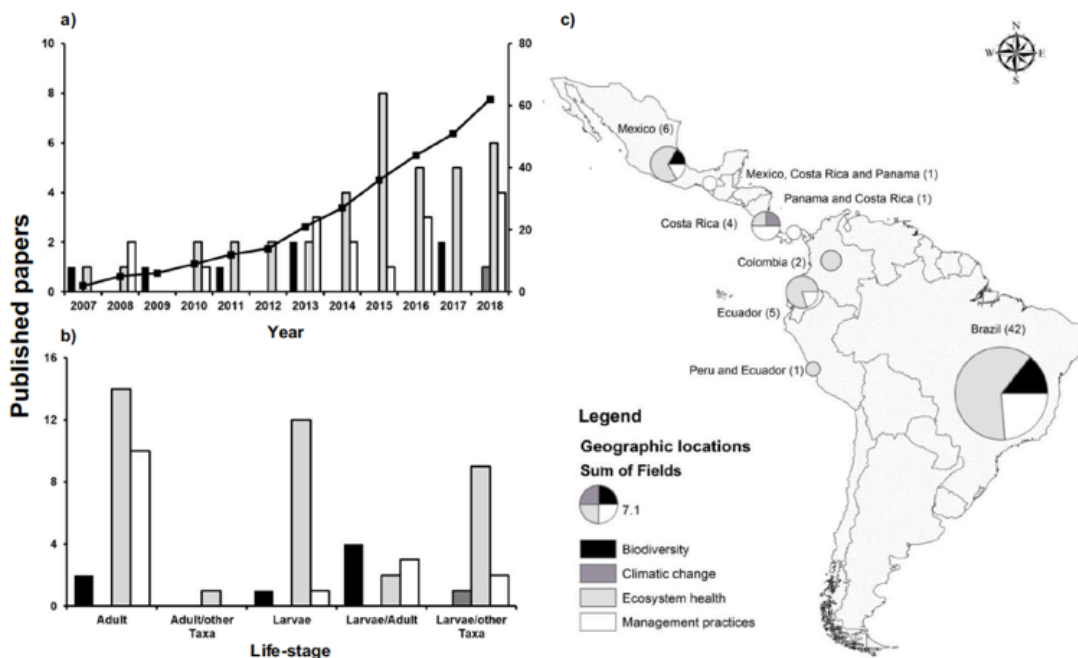


Fig. 1 Odonate peer-reviewed publications found by year and category. a The number of published papers by assessment types along 11 years (from 2007 to 2018). b Number of published papers by Odonata life stages and other taxa by assessment type. c Map of countries in the Neotropical region. Pie chart size represents the number of published papers. Black color corresponds to Biodiversity, dark grey color to Climatic Change, grey color to Ecosystem Health, and white color to Management Practices.

Management practices assessment has a similar frequency to random and both climatic change, and biodiversity had lower frequencies. Unfortunately, within management practices, they have only been used in one study to assess agriculture (Rizo-Patrón et al. 2013), urbanization (Monteiro-Júnior et al. 2014), and ecological restoration (Gómez-Anaya and Novelo-Gutiérrez 2015) projects. This is a research avenue that must be addressed soon. The use of biodiversity assessments and climatic change has been poorly exploited because there are few studies related to detecting odonates diversity hotspots, as well as long-term records along with a complete hydrological cycle to analyze climatic effects.

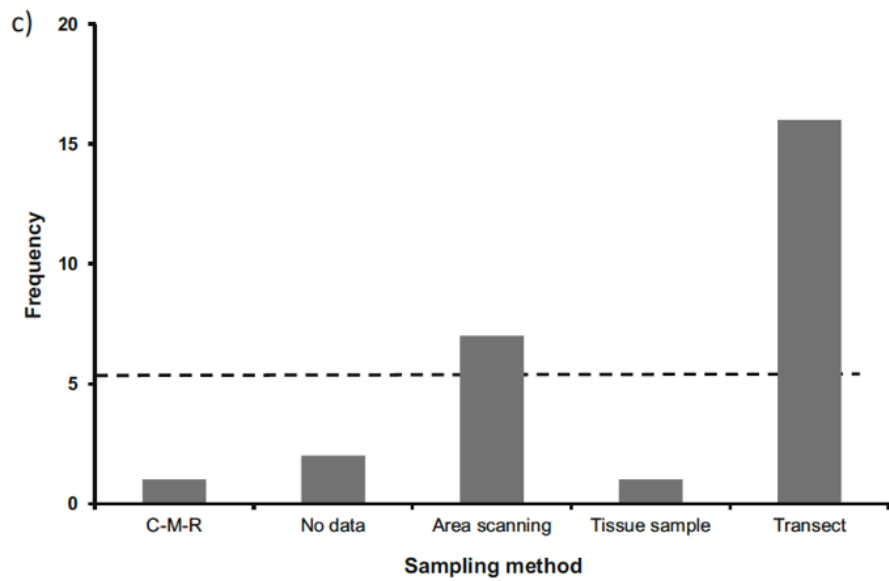
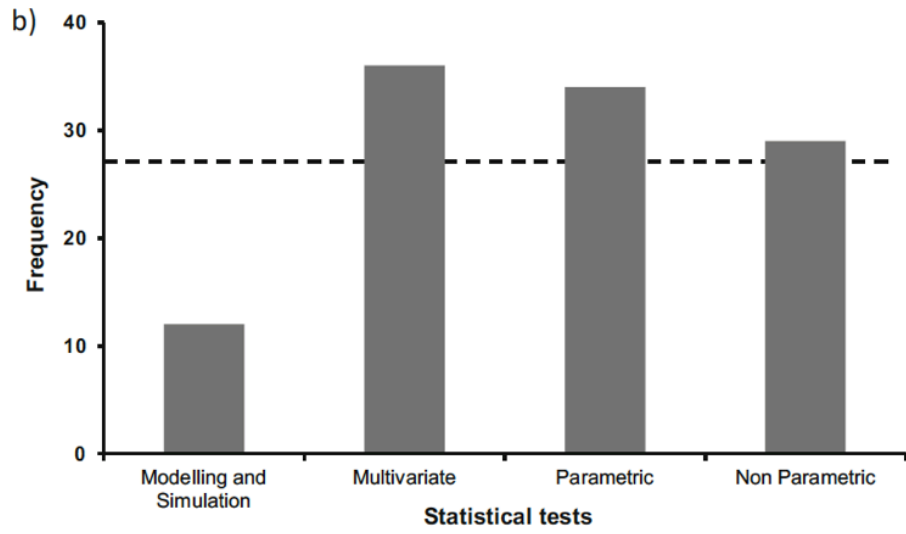
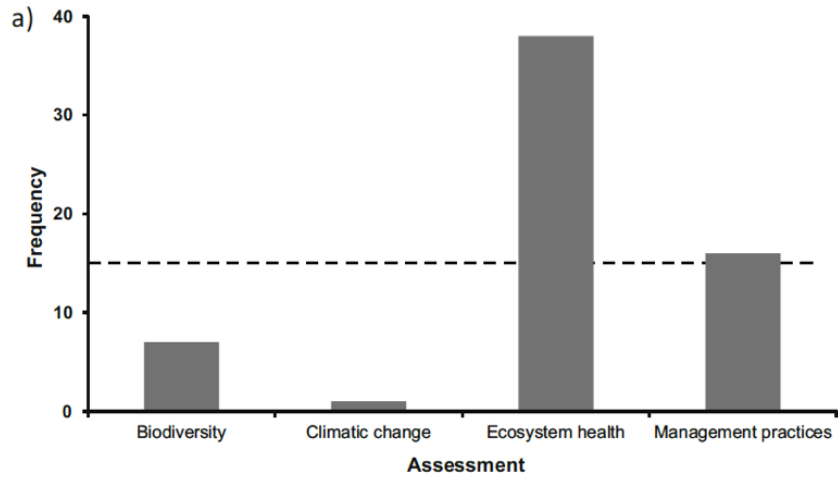


Fig.2 Observed frequency of Odonate peer-reviewed publications found by category. a Assessment types, b statistical tests, and c sampling methods. Dotted lines correspond to expected frequencies for each category

When analyzing the objectives by assessment type, the result of this review showed 13 principal groups (agriculture, conservation value and genetic diversity, forest conversion, fragmentation, hydromorphology, magnitude-composition, plantation, precipitation, quality, restoration, structure and function, urbanization). The exclusive objectives by assessment type are agriculture, forest conversion, plantation, restoration and urbanization for management practices; conservation value and genetic diversity and magnitude-composition for biodiversity; structure and function for ecosystem health; and precipitation for climate change. Hydromorphology and quality have shared objectives for at least two different assessment types. Quality is the most frequently objective of the reviewed papers and includes both aquatic and terrestrial ecosystems (Table 1).

Table 1 Number of published papers by assessment type and objective Assessment

Objectives	Assessment			
	Biodiversity	Climatic change	Ecosystem health	Management practices
Agriculture	0	0	0	1
Conservation value and genetic diversity	1	0	0	0
Forest conversion	0	0	0	8
Fragmentation	0	0	0	2
Hidromorphology	0	0	2	1
Magnitude-composition	5	0	0	0
Plantation	0	0	0	2
Precipitation	0	1	0	0
Quality	1	0	31	0
Restoration	0	0	0	1
Structure and function	0	0	5	0
Urbanization	0	0	0	1
Total	7	1	38	16

### Statistical approach

Because most studies were focused on ecosystem health assessment, specifically quality assessment, we found that multivariate analysis is the main statistical test applied than other tests ( $X^2 = 12.4$ ,  $df = 3$ ,  $p = 0.006$ ; Fig. 2b). Therefore, multivariate analysis was used to study more complex data sets than those that can handle univariate analysis methods (Forero-Céspedes et al. 2013; Carvalho et al. 2018). Pearson's correlation was the most used parametric statistical test. This test could be used to measure the relationship between environmental variables and species traits (Altamiranda and Ortega 2012; Martínez-Sanz et al. 2014; De Oliveira-Junior et al. 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; Damanik et al. 2016; Miguel et al. 2017a, b; Rodrigues et al. 2018; Silva et al. 2018; Valente-Neto et al. 2018; Brito et al. 2018). However, Pinto et al. (2012) used Pearson's correlation coefficient to analyze only allometric relationships. Principal component analysis (PCA) was the most applied multivariate analysis (Pinto et al. 2012; Martínez-Sanz et al. 2014; Khazan 2014; Vilela et al. 2016). We noted that correlation analyses are related to a few environmental variables, while multivariate analyses are applied to determine species closely related to specific environmental conditions at a local scale.

Jackknife was the most used resampling rarefaction technique, maybe because it can be employed with small samples and incomplete observations, and because Jackknife resampling shows better results through the Nelson–Aalen estimator (Ramírez-Montoya et al. 2016). Nevertheless, confidence intervals obtained through bootstrap resampling are less dispersed, and quadratic error correction is faster using bootstrap than Jackknife (Ramírez-Montoya et al. 2016). Because there are different sampling techniques (capture with nets, areas or transects), we suggest that observed and estimated species richness be reported against the number of individuals captured to each day of sampling. This will allow comparing the results of the rarefaction, regardless of the type of sampling used.

### Life stages and sampling methods

Papers that used only adult stage organisms account for 41.9% of the total ( $n=26$ ,  $X^2=26.5$ ,  $df=4$ ,  $p<0.001$ ); meanwhile, larvae stage studies comprehend the 22.5% ( $n = 14$ ), larvae and other taxa the 19.3% ( $n = 12$ ), larvae and adult 14.5% ( $n = 9$ ), and only one study included the adult stage and other taxa (1.6%; Fig. 1b). The number

of papers that used transects sampling method for the adult life stage was higher than expected ( $X^2 = 30.6$ ,  $df = 4$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 2c).

There is an ongoing trend to use Odonata adult life stage for rapid assessment monitoring in terrestrial environments/ riparian corridors. Because the study of their taxonomy is well known (Miguel et al. 2017a) with the exception of new *Argia* species (Hofhansl and Schneeweih 2008; Monteiro-Júnior et al. 2014; Brasil et al. 2014; Gómez-Tolosa et al. 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; García-García et al. 2016; Calvão et al. 2016; Miguel et al. 2017b), logistically easier, less expensive, and were, therefore, used to identify local hotspots of diversity (González Soriano et al. 2011) or, on the opposite, to identify degraded sites (Oertli 2008; Simaika and Samways 2011; Šigutová et al. 2019). Several studies concluded that both larvae and adult stages are affected by environmental changes (Kutcher and Bried 2014; Dutra and De Marco 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; Valente-Neto et al. 2016), and there is also a relation between life stages. For example, the species *Calopteryx splendens* prefers optimal habitats over suboptimal to reduce egg mortality and aid egg development (Siva-Jothy et al. 1995). The above suggests that life stages are interconnected, and the conditions experienced by one stage of the life cycle may affect the later stages, depending on the selection pressures on a given characteristic through metamorphosis (Stoks and Córdoba-Aguilar 2012). However, EPT and odonates larval are suitable for the assessment of the water quality of aquatic environments (Corbi et al. 2011; Martini et al. 2013). Currently, there is a discussion about the use of Odonata larval versus adult life stage and versus other Taxa as Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera or other aquatic macroinvertebrates. As Simaika and Samways (2011) have stated, it is more efficient (in terms of cost-benefit-accuracy) to use adult Odonata over other macroinvertebrate taxa.

Transect sampling method was more frequently used for adult life stage, whereas D-net trap was the most used sampling method for studies with larvae ( $G = 16.8$ ,  $df = 6$ ,  $p = 0.009$ ; Fig. 3b). Linear transects were used because this method can record the changes that take place throughout the study site and that are related to a particular gradient along which the communities of riparian plants and adult odonates change (Hofhansl and Schneeweih 2008; Khazan 2014; Rodrigues et al. 2018; Valente-Neto et al. 2018). Also, for larvae sampling, Ghani et al. (2016) showed that the square net was the most efficient of the three sampling methods used for collecting a greater diversity of macroinvertebrate taxa and a greater number of specimens.

### Used metrics

The most frequently used metric category was richness, followed by particular metrics, which include a variety of traits, ranging from population traits (such as allometric indices, mortality rates, oviposition patterns, and sex ratio) to functional diversity ( $X^2 = 43.12$ ,  $df = 3$ ,  $p < 0.001$ ; Fig. 3a).

Therefore, the results of the reviewed documents indicate that the most prevalent metric is species richness, but this metric does not take into account the relative abundances for each species, as the species diversity indices do. The most reported diversity indices were Shannon–Wiener, followed by Renyi, Simpson, and Cody because they are accurate to identify rare species (Corbi et al. 2011; Forero-Céspedes et al. 2013; Teles et al. 2013; Martínez-Sanz et al. 2014; Bücken et al. 2010; Renner et al. 2013), dominant species (Bücken et al. 2010; Gómez-Anaya and Novelo-Gutiérrez 2015; Gómez-Anaya et al. 2017), and gain and loss of species in a community's gradient. However, traditional diversity indices focus on species richness or equity and cannot summarize species diversity, so a composite statistical measure is needed (Guisande et al. 2017). In this context, Di Battista et al. (2017) proposed three functional measures (the first and second derivative, the radius of curvature and the length of the curvature), providing a scalar measure that leads to a classification of the community unit, denominated beta diversity profiles (Area). These functional measures allow communities to order both by species richness and equity; therefore, the result of the analysis is not biased by dominant species (Simpson), rare species (Shannon–Wiener), gain and loss of species in a gradient of communities (Cody's, it is not independent of species richness), or by dominant and rare species (Renyi entropy). We suggest applying the area under beta diversity profiles as a diversity estimation that allows us to compare results with different sampling methods.

### Related research issues

According to the G test of independence; we did not detect any link between assessment type and objectives ( $G$  test = 4.7,  $df = 9$ ,  $p = 0.854$ ; Table 1). Then, there is not a clear association between particular objectives and assessment types. In the case of metric category, we also did not find any association with assessment type ( $G = 8.4041$ ,  $df = 9$ ,  $p = 0.494$ ; Table 2), nor life stage ( $G = 4.9418$ ,  $df = 6$ ,  $p = 0.551$ ; Table 3) or sampling methods ( $G = 17.16$ ,  $df = 21$ ,  $p = 0.701$ ; Table 4).

Our results showed that biotic indices were more frequently used than other habitat indices ( $G = 12.23$ ,  $df = 2$ ,  $p = 0.002$ ) when the sampling method is net and transect, whereas habitat indices are more frequently used when fixed areas or transects are employed (Fig. 4a). In the case of life stage, the statistical test showed that adult and other taxa are related to habitat indices ( $G = 14.11$ ,  $df = 2$ ,  $p < 0.001$ ), whereas larvae and other taxa were

related to biotic indices (Fig. 4b).

Environmental indices used were related to both sampling methods (transects and nets) and life stages (larvae and adults). For example, biotic indices are more frequently employed when the larval stage is captured with an entomological net, because this is a more specific way to obtain the species of interest for the purpose of the study. In contrast, when habitats indices are used, the area scanning and transects are the methods more frequently applied, because they focus on environmental elements and not only on adult odonates. Unfortunately, only two papers used both types of indices: biotic and habitat (Silva-Franca et al. 2018; Torres-Olvera et al. 2018); then, it is not possible to establish a comparison between them. We expect that in the near future, more research would be done considering both types of indices because the advantages of one type could overcome the failures of the other, and also, one index complements the information obtained from the other.

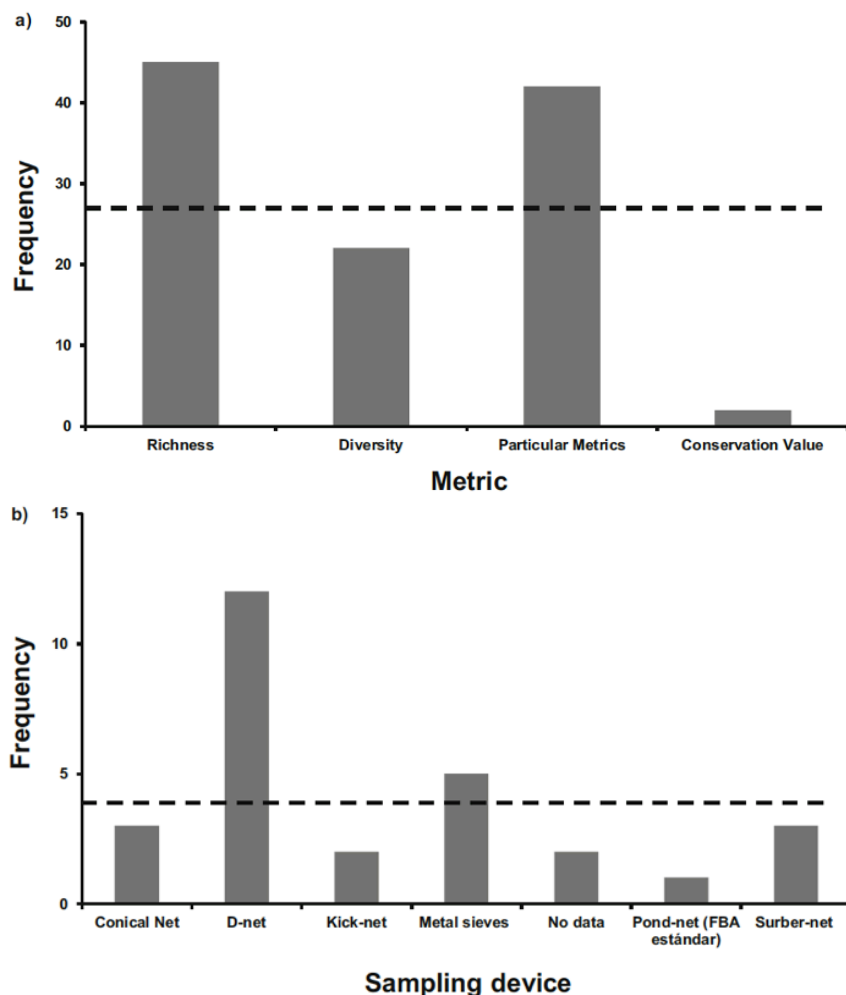


Fig.3 Observed frequency of Odonate peer-reviewed publications found by category. a Metrics and b sampling devices. Dotted lines correspond to expected frequencies for each category

Additionally, the most frequently biotic index was the biological monitoring working party (BMWP, six times), which used the larval stage in concurrence with other taxa. This biotic index allows a fast and accurate evaluation of lotic water quality, due to its flexibility. Also, the BMWP index can be easily modified to meet local conditions, as shown in Costa Rica (Rizo-Patrón et al. 2013), Ecuador (Dominguez-Granda et al. 2011; Damanik et al. 2016), Brazil (Corbi et al. 2011), and Colombia (Altamiranda et al. 2010; Forero-Céspedes et al. 2013).

Table 2 Number of published papers by metrics and assessment type Metrics



Assessment type	Metrics			
	Richness	Diversity	Specific metrics	Conservation value
Biodiversity	7	4	3	1
Climatic change	1	1	1	0
Ecosystem health	24	14	26	0
Management practices	13	3	12	1
Total	45	22	42	2

The EPT index can be combined with Odonata and could be expressed as a percentage of sensitive orders (E = Ephemeroptera, P = Plecoptera, T = Trichoptera) with respect to the total taxa found. This index is commonly used as an indicator of water quality and has a direct application in rapid resource assessments (Forero- Céspedes et al. 2013; Teles et al. 2013; Martínez-Sanz et al. 2014; Valente-Neto et al. 2018; Brito et al. 2018). We found that TITAN was the only biotic index that uses adult life stage and habitat conditions (Rodrigues et al. 2016). This index has been applied in central-west Brazil to determine which species are affected by the loss of native vegetation. The species affected were *Argia smithiana* (Calvert, 1909), *A. modesta* (Selys, 1865), *A. subapicalis* (Calvert, 1909), *Enallagma novaehispaniae* (Calvert, 1902), *Hetaerina mortua* (Hagen in Selys, 1853), and *Epipleoneura venezuelensis* (Rácenis, 1955), which potentially can be used as bioindicators for this particular area. In this way, species conservation priorities can be drawn based on these species (Samways 2008).

We found that habitat indices use the adult life stage, for example, when assessing riparian conditions, such as HPI (De Paiva-Silva et al. 2010), HII (Nessimian et al. 2008) which is frequently applied (Pinto et al. 2012; Carvalho et al. 2013; Monteiro-Júnior et al. 2014; Brasil et al. 2014; Juen et al. 2014; De Oliveira-Junior et al. 2015; Dutra and De Marco 2015; Miguel et al. 2017a, b; Brasil et al. 2017), and the VBHA (Barbour et al. 1999) as described by Gómez-Tolosa et al. (2015). Through a meta-analysis, the HII showed to be a measure of the environmental integrity of the Amazon rainforest streams, like in Brazilian and other countries (Brasil et al. 2020). This index has predicted the Odonata composition, for example, species composition decreases as riparian vegetation and native vegetation decline, or the integrity index presents a positive relationship with the abundance of potentially useful indicators (Dalzochio et al. 2011; Pinto et al. 2012; Carvalho et al. 2013; Brasil et al. 2014; Renner et al. 2016; Monteiro-Júnior et al. 2015; Rodrigues et al. 2016) (Table 5).

There are several indices that have been modified for the Neotropical region, such as the BMWP, EPT, and VBHA, among others. Nevertheless, Neotropical ecosystems are much more complex than temperate ecosystems, due to the diversity of habitats and species richness (Macías-Ordoñez et al. 2014). For example, Gonçalves and de Menezes (2011) found that functional feeding group analysis was more accurate, to evaluate river disturbance, than other biotic indices, in do Pinto River, Brazil. Moreover, Simaika and Samways (2011) compared the DBI with the average taxonomic distinctness index (AvTD), as well as with a standard freshwater benthic macroinvertebrate based freshwater health index (South African Scoring System, using average score per taxon (ASPT)).

Table 3 Number of published papers by metrics and life stage

Life stage	Metric			
	Richness	Diversity	Specific metrics	Conservation value
Adult/other taxa	23	8	19	1
Larvae/other taxa	17	12	19	0
Larvae/adult	5	2	5	1
Total	45	22	42	2

Table 4 Number of published papers by metrics and sampling technique

Sampling	Metric			
	Richness	Diversity	Specific metrics	Conservation value
C-M-R	1	0	2	0
Net/transect	12	10	12	0
Metal sieves	7	3	6	0
No data	4	2	4	1
Scanning fixed area	6	2	3	0
Tissue sample	1	0	1	1
Transect	14	5	14	0
Total	45	22	42	2

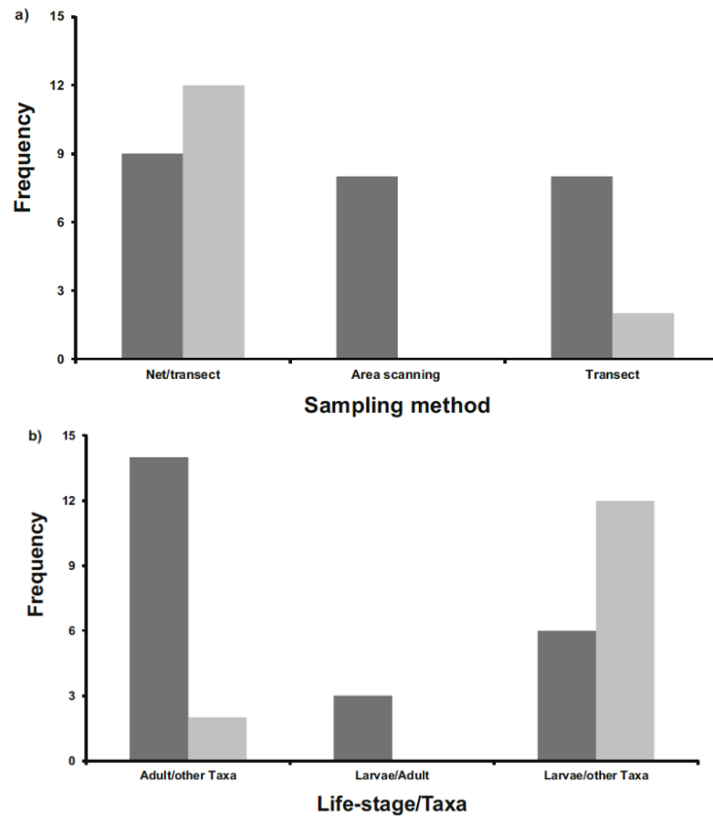


Fig. 4 Observed frequencies of Odonate peer-reviewed publications found by category. a Sampling methods, b life stage and other taxa. Dark grey bars correspond to habitat indices, whereas grey bars correspond to biotic indices

They concluded that DBI has the potential to replace other benthic macroinvertebrate based freshwater quality assessments. However, a DBI with native indicator species has not yet been developed for the Neotropical region. Habitat indices were frequently applied for local conditions in the Neotropical region, commonly using adult stage individuals (for example, HPI, HII). These indices are used due to their low investment cost and accurate estimations for habitat assessment.

### Recommendations for future environmental assessments

The niche evolution theory expects habitat specialization and species vulnerability to habitat disturbance (Marvier et al. 2004), based on the assumption of niche breadth (Devictor and Robert 2009); then species with narrow niches would be more affected than broad niche species. For this reason, habitat degradation should affect specialists negatively (Devictor and Robert 2009; Šigutová et al. 2019).

Because Neotropical ecosystems present a high complexity of environments and biotic relationships, it is not possible to set up a single set of species that function as an indicator for different contexts. In this sense, and based on our review, we propose a set of steps to be followed when doing environmental quality assessments, according with Jackson et al. (2000), Dale and Beyeler (2001), and Niemeijer and de Groot (2008):

The first step is to define the research question (i.e., what environmental quality aim will be evaluated?). Once the objective has been set up, it is necessary to determine (i) the kind of available information, (ii) the scale at which to work, (iii) where in the driving force–pressure–state–impact–response (DPSIR) framework the focus lies, and (iv) whether an environment or anthropogenic perspective is required. To our knowledge, the Odonata assemblages are relevant for the assessment of environmental quality and ecological function in Neotropical ecosystems. Then, it is possible to apply a rapid assessment method using Odonata adult life stage sampling, and a few specific environmental variables (depending on the objective) that can be correlated. In the case of sampling multiple environmental variables, in combination with physical and chemical parameters, it is recommended to relate them with species composition using multivariate methods of ordination (for example, CCA or another sort of multivariate method). Also, we suggest the use of rarefaction methods (Bootstrap and Chao, preferably) to analyze the relationship of accumulated species richness with the number of individuals captured per sample, as an estimate of sampling representativeness in the study area. Likewise, we recommend analyzing the relationship between abundance, species richness, and diversity. Alpha diversity should be estimated using diversity profiles (the area under the curve) as an indicator of diversity since this method allows for comparisons between samples obtained using different methods. Alpha diversity should then be related to rapid assessment scores or other environmental variables.

Table 5 Comparison of habitat indices. Cells in grey color correspond to characteristics that the index does not have; the meaning of the italic letters remarks exclusive characteristics that only are presented on one index

VHBAS	HPI	HII
	Land use pattern beyond the riparian zone	Land use pattern beyond the riparian zone ( <i>Cecropia and Vismia spp.</i> )
Riparian vegetative zone width	Width of riparian forest	Width of riparian forest
	Completeness of riparian forest	Completeness of riparian forest
Bank vegetative protection	Vegetation of riparian zone within 10 m of channel	Vegetation of riparian zone within 10 m of channel
Epifaunal substrate/available cover	Retention devices	Retention devices
Channel flow status	Channel sediments	Channel sediments
Channel Alteration	Bank structure	Bank structure
Bank stability	Bank undercutting	Bank undercutting
Embeddedness/pool substrate	Stream bottom	Stream bottom
Frequency of riffles/channel sinuosity	Riffles and pools, or meanders	Riffles and pools, or meanders
	Aquatic vegetation	Aquatic vegetation
Sediment deposition	Detritus	Detritus
<i>Velocity/depth regimes pool variability</i>		

A second step is to identify key species, possibly specialist, which responds to alterations on the focused environmental quality selected. Based on the previous results, a set of species that are more sensitive to

environmental changes will be identified, with the information inferred from the multivariate analyses. Then, this selected set of species could be proposed for local suitable monitoring protocols. At the same time, it is necessary to evaluate methods, costs, logistics, and other issues before implementation. But sometimes, this analysis leaves two strategies, or additional indicators will be demanded that would provide grounds to turn out or correct other factors causing changes in the indicator, or it can go back to identify only those species that have the same original cause of change. Then, it is possible to look at the employment of other life cycle stages, i.e., larvae, in combination with specific physical and chemical parameters. For example, the use of a set of specialized species on a particular environmental feature (as canopy cover and water quality), using both larvae and adults, could improve the assessment accuracy. Another strategy is to look out for relationships between the environmental traits and species assemblages at different taxonomic levels, as suborders, families, or genera. To explore these relations, we suggest the use of general linear models (GLMs) in combination with the best-fitted data distribution.

And thirdly, once that key species have been identified associated to general indicators, the last step is to identify the best concrete indicators to use for long-term monitoring protocols. At this point, it is crucial to analyze possible sources of errors (human, methodological, or instrumental) in order to include on the estimations with the proper confidence interval (data quality objectives and constraints). Sample size, monitoring duration and temporality, and other variables could affect the precision and confidence levels of reported results. Then, we require to continually checking the results for optimize the monitoring program goals and aims. A continued discussion on the selected indicator may improve the efficiency tracking on environmental alterations and can promote alternatives to monitoring programs to switch from species assemblages to individual traits, as wing symmetry or genetic variation. This involves frequent feedback actions to maintain useful the indicator and providing support for users, resource managers, and decision-makers.

Finally, we expect that this feedback information will be available in a database of sensitive and tolerant odonates species, in order to generate biotic and habitat indices for Neotropical region, such as the DBI (Simaika and Samways 2009) for South Africa, and the habitat association index (Chovanec et al. 2015) for Eastern Europe.

## Conclusions

This review presents evidence that Odonata species may be used to evaluate and monitor not only freshwater bodies but also environmental changes like deforestation, urbanization, land use, climate changes, and management practices in the Neotropical region. Odonata group has value for environmental assessment purposes since they are sensitive to environmental changes.

Ecosystem health was the most frequent type of environmental assessment, and quality was the most used research objective for the period analyzed. We found a relationship between biotic and habitat indices with sampling methods. Scanning areas and transects are more frequently used, than expected by chance, to determine habitat indices. While biotic indices are more associated with net/transect sampling.

Adult life stage sampling was preferred over larvae and exuviae because of the lower cost of fieldwork and time employed, but to include larval stages may result in a more detailed evaluation. However, we strongly recommend employing the three life stages to obtain a more accurate assessment.

Due to the great diversity of habitats and complexity in the Neotropical region, there is no single habitat assessment pattern and it is complicated to set up a unique protocol; thus, we suggest three steps that should focus the environmental quality assessments. The long-term goal is to establish an index (Odonata Neotropical index) that accounts for the value of dragonflies and damselflies to assess environmental integrity and degradation.

**Acknowledgments** We thank Eduardo Cuevas García who improves an early version of this manuscript. We thank Andre Swartley and Katie Branam-Swartley for linguistic corrections, and two anonymous reviewers who improved the final manuscript. Also, we thank Francisca Méndez-Harclerode, Allen Wedel, Jonathan Gering, and Robert Milliman of Bethel College, Kansas, for the facilities granted for the completion of this paper. This paper is dedicated to the memory of Camerina Mendoza.

**Author contributions** María Gómez-Tolosa: conceptualization, method, software, formal analysis, investigation, and writing - original draft. Gustavo Rivera-Velázquez: writing - review. Tamara M. Rioja-Paradela: writing - review. Luis F. Mendoza-Cuenca: conceptualization, method, investigation, writing-review & editing, and visualization. César Tejeda-Cruz: writing - review & editing and visualization. Sergio López: conceptualization, method, software, formal analysis, resources, and writing - review & editing

**Funding** María de Lourdes Gómez Tolosa is a doctoral student from Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) and received a fellowship from CONACYT (Scholar No. 630424; CVU: 208813). Sergio López was granted a fellowship to an academic stay to write this paper by the Mexican Program to Professorship Improving of the Public Education Ministry (PRODEP-SEP).

**Compliance with ethical standards**

**Competing interests** The authors declare that they have no competing.

## References

- Altamiranda M, Ortega O (2012) Estructura poblacional de *Polythore gigantea* (Odonata: Polythoridae) en sistemas lóticos con diferentes estados de conservación en Antioquia, Colombia. *Rev Biol Trop* 60: 1205–1216. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i3.1772>
- Altamiranda M, Pérez L, Gutiérrez L (2010). Composición y preferencia de microhábitat de larvas de odonata (insecta), en la ciénaga San Juan de tocagua (Atlántico, Colombia) *Caldasia*, 32: 2357-3759 ([https:// revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36231/37765](https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36231/37765), ISSN electrónico 2357-3759)
- Angélibert S, Giani N (2003) Dispersal characteristics of three odonates species in a patchy habitat. *Ecography* 26:13–20. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03372.x>
- Barbour MT, Faulkner C, Gerritsen J (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish Second Edition. EPA 841-B-99-002 US Office of Water, Washington, D.C <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon>
- Brasil LS, Batista JD, Giehl NF d S et al (2014) Environmental integrity and damselfly species composition in Amazonian streams at the “arc of deforestation” region, Mato Grosso, Brazil. *Acta Limnol Bras* 26: 278–287. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000300007>
- Brasil LS, Vieira TB, de Oliveira-Junior JMB, Dias-Silva K, Juen L (2017) Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecol Evol* 7:3190–3200. <https://doi.org/10.1002/ece3.2849>
- Brasil LS, de Lima EL, Spigoloni ZA, Ribeiro-Brasil DRG, Juen L (2020) The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: a meta-analysis. *Ecol Indic* 116:0–2. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>, 106495
- Brito JG, Martins RT, Oliveira VC, Hamada N, Nessimian JL, Hughes RM, Ferraz SFB, de Paula FR (2018) Biological indicators of diversity in tropical streams: congruence in the similarity of invertebrate assemblages. *Ecol Indic* 85:85–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.001>
- Bücker A, Sondermann M, Frede HG, Breuer L (2010) The influence of land-use on macroinvertebrate communities in montane tropical streams—a case study from Ecuador. *Fundam Appl Limnol* 177: 267–282. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0267>
- Bush A, Nipperess D, Turak E, Hughes L (2012) Determining vulnerability of stream communities to climate change at the landscape scale. *Freshw Biol* 57:1689–1701. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02835.x>
- Calvão LB, Nogueira DS, de Assis Montag LF, Lopes MA, Juen L (2016) Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *For Ecol Manage* 382:143–150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>
- Calvert PP (1892-1908) Odonata. In F.D. Godwin. (ed.). *Biologia Centrali-Americana*, p 17-420
- Calvert PP (1909) Contributions to a knowledge of the Odonata of the Neotropical region, exclusive of Mexico and Central America. *Ann of the Carn Mus* 6:73–280. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/39791419#page/97/mode/thumb>
- Carvalho FG, Pinto N, Júnior et al (2013) Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnol Bras* 25:10–18. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013005000013>
- Carvalho FG, de Oliveira RF, Barbosa L et al (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv* 21:526–533. <https://doi.org/10.1111/acv.12427>
- Chovanec A, Schindler M, Waringer J, Wimmer R (2015) The dragonfly association index (Insecta: Odonata)-a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Res Appl* 31:627–638. <https://doi.org/10.1002/rra.2760>
- Cleary D, Mooers A, Karl A et al (2004) Diversity and community composition of butterflies and odonates in an ENSO-induced fire affected habitat mosaic: a case study from East Kalimantan, Indonesia. *Oikos* 105:426–446
- Corbet PS (1993) Are Odonata useful as bioindicators? *Libellula* 12:91–102 ([http://www.libellula.org/wp-content/uploads/2015/12/12\\_Corbet.pdf](http://www.libellula.org/wp-content/uploads/2015/12/12_Corbet.pdf))
- Corbi JJ, Trivinho-Strixino S, Dos Santos A (2008) Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugar cane cultivation in neotropical streams. *Water Air Soil Pollut* 195:325–333. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9749-1>
- Corbi JJ, dos Santos FA, Zerlin R et al (2011) Assessment of chromium contamination in the Monte Alegre stream: A case study. *Brazilian Arch Biol Technol* 54:613–620. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132011000300023>
- Corlett RT (2016) Tropical rainforests and climate change. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences 1-5 p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09501-4>
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in development and use of radiopharmaceuticals. *J Nucl Med* 42:3–10
- Dalzocho MS, Costa JM, Uchôa MA (2011) Diversity of Odonata (Insecta) in lotic systems from Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Rev Bras Entomol* 55:88–94. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262011000100014>
- Dalzocho MS, Périco E, Renner S, Sahlén G (2018) Effect of tree plantations on the functional composition of Odonata species in the highlands of southern Brazil. *Hydrobiologia* 808:283–300. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3431-9>
- Damanik A, Lock M, Boets K et al (2016) Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica* 57:27–59
- De Area Leão Pereira EJ, Silveira Ferreira PJ, de Santana Ribeiro LC et al (2019) Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. *Environ Sci Policy* 100:8–12. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.06.001>
- De Marco P, Batista JD, Cabette HSR (2015) Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PLoS One* 10:e0123023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>
- De Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA et al (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40:733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- De Souza MM, Pires EP, Brunismann ÁG et al (2017) Dragonflies and damselflies (Odonata) from the wetland of the Rio Pandeiros, northern region of Minas Gerais State, Brazil, with a description of the male of *Archaeogomphus vanbrinki* Machado (Anisoptera: Gomphidae). *Int J Odonatol* 20:13–26. <https://doi.org/10.1080/13887890.2017.1281848>
- Devictor V, Robert A (2009) Measuring community responses to large-scale disturbance in conservation biogeography. *Divers Distrib* 15: 122–130. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00510.x>
- Di Battista T, Fortuna F, Maturro F (2017) BioFTF: an R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecol Indic* 73:726–732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.032>

- Dominguez-Granda L, Lock K, Goethals PLM (2011) Application of classification trees to determine biological and chemical indicators for river assessment: case study in the Chaguana watershed (Ecuador). *J Hydroinformatics* 13:489–499. <https://doi.org/10.2166/hydro.2010.082>
- Dutra S, De Marco P (2015) Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecol Indic* 49:132–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.016>
- Feindt W, Fincke O, Hadrys H (2013) Still a one species genus? Strong genetic diversification in the world's largest living odonate, the Neotropical damselfly *Megaloprepus caerulatus*. *Conserv Genet* 15:469–481. <https://doi.org/10.1007/s10592-013-0554-z>
- Fincke OM, Hedström I (2008) Differences in forest use and colonization by Neotropical tree-hole damselflies (Odonata: Pseudostigmatidae): implications for forest conversion. *Stud Neotrop Fauna Environ* 43: 35–45. <https://doi.org/10.1080/01650520701504597>
- Forero-Céspedes AM, Reinoso-Flórez G, Gutiérrez C (2013) Water quality assessment of the Opia River (tolima-Colombia), using macroinvertebrates and physicochemical parameters. *Caldasia* 35:371–387 ([http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0366-52322013000200012](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-52322013000200012), ISSN 0366-5232)
- Fulan JÁ, dos Anjos MR (2015) Predation by *Erythemis* nymphs (Odonata) on Chironomidae (Diptera) and Elmidae (Coleoptera) in different conditions of habitat complexity. *Acta Limnol Bras* 27: 454–458. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2415>
- Fulan JÁ, Henry R (2007) Distribuição temporal de imaturos de Odonata (Insecta) associados a *Eichhornia azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, Rio Parapanema, São Paulo. *Rev Bras Entomol* 51: 224–227. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000200013>
- García-García PL, Vázquez G, Novelo-Gutiérrez R, Favila ME (2016) Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 785:19–33. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2900-x>
- Ghani W, Salmah Md Rawi C, Abd Hamid S, Abdo Al-Shami S (2016) Efficiency of different sampling tools for aquatic macroinvertebrate collections in Malaysian streams. *Trop Life Sci Res* 27:115–133
- Gómez-Anaya JA, Novelo-Gutiérrez R (2015) A case of successful restoration of a tropical wetland evaluated through its Odonata (Insecta) larval assemblage. *Rev Biol Trop* 63:1043–1058. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i4.15738> (<https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15738>)
- Gómez-Anaya JA, Novelo-Gutiérrez R, Astudillo-Aldana MR (2017) Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta) en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Rev Mex Biodivers* 88:372–380. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.004>
- Gómez-Tolosa M, Mendoza-Cuenca LF, Rioja-Paradela TM et al (2015) Odonata (Insecta) de tres cuencas en la costa de Chiapas: Lista de especies y registro nuevo. *Rev Mex Biodivers* 86:41–47. <https://doi.org/10.7550/rmb.48665>
- Gonçalves FB, de Menezes MS (2011) A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotrop* 11:27–36. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032011000400002>
- González Soriano E, Noguera F, Oñate Ocaña L (2011) A biodiversity hotspot for odonates in Mexico: the huasteca potosina, San Luis Potosí. *Odonatologica* 40:179–190
- Guisande C, Heine J, García-Roselló E, González-Dacosta J, Vilas LG, Perez-Schofield BJB (2017) DER: an algorithm for comparing species diversity between assemblages. *Ecol Indic* 81:41–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.049>
- Gutiérrez-Fonseca PE, Ramírez A, Pringle CM (2018) Large-scale climatic phenomena drive fluctuations in macroinvertebrate assemblages in lowland tropical streams, Costa Rica: the importance of ENSO events in determining long-term (15y) patterns. *PLoS One* 13:1–24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191781>
- Hanh Tien N, Boets P, Lock K et al (2017) Water quality related macroinvertebrate community responses to environmental gradients in the Portoviejo River (Ecuador). *Ann Limnol - Int J Limnol* 53:203–219. <https://doi.org/10.1051/limn/2017007>
- Hawkes H (1997) Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research* 32:964–968. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00275-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00275-3)
- Hofhansl FP, Schneeweis S (2008) Banderillas : effects of deforestation on dragonflies (Insecta, Odonata) in the Pacific lowland of Costa Rica Banderillas : Efectos de la deforestación sobre libélulas (Insecta, Odonata) en la tierra baja Pacífica en Costa Rica. *Nat Cult Hist Golf Dulce Reg Costa Rica* 768 pp 80:237–247
- Jackson LE, Kurtz JC, Fisher WS (2000) Evaluation guidelines for ecological indicators. Research Triangle Park, NC
- Juen L, Cabette HSR, De Marco P (2007) Odonate assemblage structure in relation to basin and aquatic habitat structure in Pantanal wetlands. *Hydrobiologia* 579:125–134. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0395-6>
- Juen L, de Oliveira-Junior JMB, Shimano Y et al (2014) Composição e riqueza de odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono cerrado-floresta amazônica. *Acta Amaz* 44:223–233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>
- Khazan ES (2014) Tests of biological corridor efficacy for conservation of a Neotropical giant damselfly. *Biol Conserv* 177:117–125. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.006>
- Koroiva R, Pepinelli M, Rodrigues ME, Roque FO, Lorenz-Lemke AP, Kvist S (2017) DNA barcoding of odonates from the Upper Plata basin: database creation and genetic diversity estimation. *PLoS One* 12:1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182283>
- Kutcher T, Bried J (2014) Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecol Indic* 38:31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.028>
- Laurance WF, Goosem M, Laurance SGW (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol Evol* 24:659–669. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>
- Macías-Ordóñez R, Machado G, Macedo RH (2014) Macroecology of sexual selection: large-scale influence of climate on sexually selected traits. In: Machado G, Macedo RH (eds) *Sexual Selection Perspectives and Models from the Neotropics*. Elsevier, USA, pp 1–10
- Martínez-Sanz C, Puente-García SM, Rebolledo ER, Jiménez-Prado P (2014) Macroinvertebrate richness importance in coastal tropical streams of esmeraldas (Ecuador) and its use and implications in environmental management procedures. *Int J Ecol* 2014:1–11. <https://doi.org/10.1155/2014/253134>
- Martini A, Resende D, Silva L, Duarte M (2013) Distribuição espacial e temporal da fauna de invertebrados bentônicos na APA do município de Coqueiral, MG, com ênfase em Odonata. *Rev Bras Zool* 15:183–194
- Marvier M, Kareiva P, Neubert MG (2004) Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Anal* 24:869–878
- Mendes TP, Cabette HSR, Juen L (2015) Setting boundaries: environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). *An Acad Bras Cienc* 87:239–248. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520130477>
- Mendes TP, Oliveira-Junior JMB, Cabette HSR, Batista JD, Juen L (2017) Congruence and the biomonitoring of aquatic ecosystems: are

- odonate larvae or adults the most effective for the evaluation of impacts. *Neotrop Entomol* 46:631–641. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0503-5>
- Mendes TP, Luiza-Andrade A, Cabette HSR, Juen L (2018) How does environmental variation affect the distribution of dragonfly larvae (Odonata) in the Amazon-Cerrado transition zone in Central Brazil? *Neotrop Entomol* 47:37–45. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0506-2>
- Miguel TB, Calvão LB, Vital MVC, Juen L (2017a) A scientometric study of the order Odonata with special attention to Brazil. *Int J Odonatol* 20:27–42. <https://doi.org/10.1080/13887890.2017.1286267>
- Miguel TB, Oliveira-Junior JMB, Ligeiro R, Juen L (2017b) Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecol Indic* 81:555–566. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127:28–40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>
- Monteiro-Júnior CDS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48:303–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>
- Monteiro-Júnior CDS, Esposito MC, Juen L (2016) Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. *J Insect Conserv* 20:643–652. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9895-5>
- Montemayor S, Melo MC, Elizabeth Scheibler E (2016) Forecasting the fate of high mountain ponds in the Andean region under future climate change. *Austral Ecol* 41:983–992. <https://doi.org/10.1111/aec.12392>
- Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, de Marco P Jr, Gordo M, Fidelis L, D'arc Batista J, Juen L (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>
- Niemeijer D, de Groot RS (2008) A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecol Indic* 8:14–25. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Novelo-Gutiérrez R, Gómez-Anaya JA (2009) A comparative study of Odonata (Insecta) assemblages along an altitudinal gradient in the sierra de Coalcomán Mountains, Michoacán, Mexico. *Biodivers Conserv* 18:679–698. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9533-y>
- Oertli B (2008) Dragonflies in the assessment and the monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba A (ed) *Dragonflies and Damselflies, Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, pp 79–95
- Oertli B, Auderset Joye D, Castella E et al (2002) Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol Conserv* 104:59–70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)
- Paiva-Silva D, De Marco P, Resende DC (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecol Indic* 10:744–752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.004>
- Paulson DR (2004) Critical species of Odonata in the Neotropics. *Int J Odonatol* 7:163–188
- Paulson DR (2006) The importance of forests to neotropical dragonflies. In: Cordero R (ed) *Forests and Dragonflies*, 4er WDA International Symposium of Odonatology, Pontevedra (Spain), pp 79–101
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11:1633–1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Pinto NS, Juen L, Cabette HSR, de Marco P (2012) Fluctuating asymmetry and wing size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in relation to riparian forest preservation status. *Neotrop Entomol* 41:178–185. <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0029-9>
- Pires MM, Kotzian CB, Spies MR, Neri DB (2013) Diversity of Odonata (Insecta) larvae in streams and farm ponds of a montane region in southern Brazil. *Biota Neotrop* 13:259–267. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000300028>
- Pither J, Taylor PD (1998) An experimental assessment of landscape connectivity. *Oikos* 83:166–174
- Poulton BC, Wildhaber ML, Charbonneau CS, Fairchild JF, Mueller BG, Schmitt CJ (2003) A longitudinal assessment of the aquatic macroinvertebrate community in the channelized lower Missouri River. *Environ Monit Assess* 85:23–53. <https://doi.org/10.1023/A:1023301016001>
- Rácenis J (1955) Los representantes Venezolanos de la familia Protoneuridae (Odonata). *Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* 15:48–62
- R Core Team (2018) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna <https://www.R-project.org>
- Ramírez-Montoya J, Osuna-Vergara I, Rojas-Mora J, Guerrero-Gómez S (2016) Remuestreo Bootstrap y Jackknife en confiabilidad: Caso Exponencial y Weibull. *Rev Fac Ing* 25:55. <https://doi.org/10.19053/01211129.4137>
- Renner S, Perico E, Sahlén G (2013) Dragonflies (Odonata) in subtropical Atlantic forest fragments in Rio Grande do Sul, Brazil: seasonal diversity and composition. *Sci Plena* 9:1–8 <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:713079/FULLTEXT01.pdf>
- Renner S, Périco E, Sahlén G (2016) Effects of exotic tree plantations on the richness of dragonflies (Odonata) in Atlantic Forest, Rio Grande do Sul, Brazil. *Int J Odonatol* 19:207–219. <https://doi.org/10.1080/13887890.2016.1251343>
- Rizo-Patrón VF, Kumar A, McCoy Colton MB et al (2013) Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecol Indic* 29:68–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.013>
- Rocha-Ortega M, Rodríguez P, Córdoba-Aguilar A (2019) Can dragonfly and damselfly communities be used as bioindicators of land use intensification? *Ecol Indic* 107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105553>
- Rodrigues ME, de Oliveira RF, Quintero JMO et al (2016) Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biol Conserv* 194:113–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>
- Rodrigues ME, Roque FDO, Guillermo-Ferreira R, Saito VS, Samways MJ (2018) Egg-laying traits reflect shifts in dragonfly assemblages in response to different amount of tropical forest cover. *Insect Conserv Divers* 12:231–240. <https://doi.org/10.1111/icad.12319>
- Samways MJ (2008) Dragonflies as focal organisms in contemporary conservation biology. In: Córdoba A (ed) *Dragonflies and Damselflies, Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, pp 97–108
- Seymour F, Harris NL (2019) Reducing tropical deforestation. *Science* 365(80):756LP–757LP. <https://doi.org/10.1126/science.aax8546>
- Šigutová H, Šipoš J, Dolný A (2019) A novel approach involving the use of Odonata as indicators of tropical forest degradation: when family matters. *Ecol Indic* 104:229–236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.001>
- Silva L d FR, Machado FS, Resende DLMC, Neiss UG (2018) Immature Odonata community in streams: diversity, season variation and habitat preference in different levels of degradation. *North West J Zool* 14:232–236 ([http://biozoojournals.ro/nwjz/content/v14n2/nwjz\\_e172101\\_Silva.pdf](http://biozoojournals.ro/nwjz/content/v14n2/nwjz_e172101_Silva.pdf))
- Silva-Franca SR, Hughes RM, Callisto M (2018) Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio* 48:867–

878. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>
- Simaika JP, Samways MJ (2009) An easy-to-use index of ecological integrity for prioritizing freshwater sites and for assessing habitat quality. *Biodivers Conserv* 18:1171–1185. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9484-3>
- Simaika JP, Samways MJ (2011) Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecol Indic* 11:370–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.005>
- Siva-Jothy MT, Gibbons DW, Pain D (1995) Female oviposition-site preference and egg hatching success in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma*. *Behav Ecol Sociobiol* 37:39–44. <https://doi.org/10.1007/BF00173897>
- Soares JAC, Batista-Silva VF, Boneto DD, Bailly D, Abelha MCF, Oliveira IADV (2015) Assemblage of immature Odonata (Insecta, Anisoptera) in streams of the Mato Grosso do Sul State: spatial implications. *Iheringia Série Zool* 105:325–332. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151053325332>
- Stewart DAB, Samways MJ (2008) Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in an African savanna game reserve. *Conserv Biol* 12:683–692. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96465.x>
- Stoks R, Córdoba-Aguilar A (2012) Evolutionary ecology of Odonata: a complex life cycle perspective. *Annu Rev Entomol* 57:249–265. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120710-100557>
- Teles HF, Seabra Linares M, Rocha PA, Ribeiro AS (2013) Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. *Rev Bras Zoociências* 15:123–137 (<https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24509>, e-ISSN: 2596-3325)
- Termaat T, van Strien AJ, van Grunsven RHA et al (2019) Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Divers Distrib* 25:936–950. <https://doi.org/10.1111/ddi.12913>
- Tollefson J (2019) One million species face extinction. *Nature* 569:171. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01448-4>
- Torres-Olvera MJ, Durán-Rodríguez OY, Torres-García U et al (2018) Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Lat Am J Aquat Res* 46:945–960. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-8>
- Valente-Neto F, De Oliveira RF, Rodrigues ME et al (2016) Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecol Indic* 61: 952–959. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.052>
- Valente-Neto F, Rodrigues ME, Roque F d O (2018) Selecting indicators based on biodiversity surrogacy and environmental response in a riverine network: bringing operationality to biomonitoring. *Ecol Indic* 94:198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.066>
- Vilela DS, Ferreira RG, Del-Claro K (2016) A comunidade de odonatos de uma vereda Brasileira: Padrões sazonais, diversidade de espécies e raridade em um ambiente de buritizal. *Biosci J* 32:486–495. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-30491>
- Publisher’s note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



## Capítulo 2. Using the ecological relationships of Odonata with a habitat integrity index to test the Biodiversity Ecosystem Function Framework

Respuesta del manuscrito enviado de la segunda revision en la revista: Journal of Insect Conservation.

Your Submission JICO-D-20-00218R2 Recibidos x



Journal of Insect Conservation (JICO) <em@editorialmanager.com>  
para mí ▾

mié, 20 oct 3:56 (hace 1 día) ☆ ↶ ⋮

Dear MSc Gómez-Tolosa,

We have received the reports from our advisors on your manuscript, "Using Odonata Ecological Relationships with a Habitat Integrity Index to Test Framework for Biodiversity Ecosystem Function", submitted to Journal of Insect Conservation.

Based on the advice received, I have decided that your manuscript can be accepted for publication after you have carried out the corrections as suggested by the reviewer(s).

Attached, please find the reviewers' comments for your perusal. You are kindly requested to also check online for possible reviewer attachment(s).

Please make sure to submit your editable source files (i. e. Word, TeX).

Please submit your revised manuscript online by using the Editorial Manager system.

Your username is: Lulú

If you forgot your password, you can click the 'Send Login Details' link on the EM Login page at <https://www.editorialmanager.com/jico/>

I am looking forward to receiving your revised manuscript before 22 Dec 2021.

Thank you very much.

With kind regards,  
Dirk Maes, PhD  
Editor in Chief  
Journal of Insect Conservation

María Gómez-Tolosa<sup>1\*</sup>, Luis Mendoza-Cuenca<sup>2</sup>, Gustavo Rivera-Velázquez<sup>3</sup>, Tamara M. Rioja-Paradela<sup>4</sup>, César Tejeda-Cruz<sup>5</sup>, Miguel A. Pérez-Farrera<sup>5</sup>, and Sergio López<sup>6\*</sup>

### Using the ecological relationships of Odonata with a habitat integrity index to test the Biodiversity Ecosystem Function Framework.

<sup>1</sup>Programa de Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente 1150. C.P. 29039 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. ORCID: 0000-0001-7589-0480

<sup>2</sup>Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Múgica S/N, 58030 Morelia, Michoacán, México.

<sup>3</sup>Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

<sup>4</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

<sup>5</sup> Herbario Eizi Matuda, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

<sup>6</sup>Laboratorio de Ecología Evolutiva, Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte-Poniente 1150, 29018 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. ORCID: 0000-0001-5173-7238

\*Corresponding authors: sergio.lopez@unicach.mx; malugomeztolosa@gmail.com

## **Declarations**

### **Ethics approval and consent to participate**

Not applicable

### **Consent for publication**

Not applicable

### **Availability of data and materials**

All data generated and analyzed in the course of this study are included in this published article as supplementary information files.

### **Competing interests**

The authors declare that they have no competing interests.

## **Funding**

María de Lourdes Gómez Tolosa is a doctoral student in the Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales graduate program, at Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) and received a fellowship from CONACYT (scholar number: 630424 and CVU: 208813) and the Environmental Services Monitoring program (SEMAHN-CONAFOR) to fund part of the fieldwork. Sergio López thanks the Mexican Program to Improve Professorships of the Ministry of Public Education (PRODEP-SEP) for granting a fellowship to fund an academic stay to write this paper.

## **Authors' contributions**

María Gómez-Tolosa: Conceptualization, Method, Software, Formal analysis, Investigation, Writing - Original Draft. Luis Mendoza-Cuenca: Conceptualization, Method, Investigation, Writing-Review & Editing, and Visualization. Gustavo Rivera-Velázquez: Resources, Writing - Review & Editing. Tamara M. Rioja-Paradela: Writing - Review & Editing. César Tejeda-Cruz: Writing-Review & Editing, Visualization. Miguel A. Pérez-Farrera: Method, Resources, Writing - Review & Editing, Supervision. Sergio López: Conceptualization, Method, Software, Formal analysis, Investigation, Resources, Writing - Review & Editing, Funding acquisition.

## **Abstract**

As a result of human activities causing changes to their environments, many species are facing an increased risk of extinction. In order to determine such changes and their effects on species assemblages, rapid stream assessment techniques of environmental analysis and monitoring can be used. We determined the Habitat Integrity Index (HII) and its correlation with the composition and assemblage of adult odonates at different taxonomic levels in the region of the Selva Lacandona, Chiapas in southeastern Mexico. The suborders

Zygoptera and Anisoptera, the family Coenagrionidae, and the assemblage of 20 species of the genera *Argia*, *Cora*, *Hetaerina*, and *Heteragrion* (ACHH) were related with the HII. All taxonomic levels were included in the analyzes as predictors of habitat integrity. However, we hypothesized that the abundance, species richness, and diversity of stenotopic species (ACHH) could be a better predictor of the HII than the other taxonomic levels. We found a positive and statistically significant relationship between the HII and the ACHH species, richness, and diversity. In contrast, Anisoptera presented a negative association with abundance, richness, and diversity. This study has implications for insect conservation: in this case, the protected area hosts more specialist species than the surrounding zone. For example, Ejido El Tumbo, which presents a severe level of disturbance and is outside of protected natural areas, has the lowest species diversity of all sites. We recommend further research to determine the link between disturbance and the prevalence of stenotopic species.

**Keywords:** Damselflies, Dragonflies, Habitat Integrity Index, Lotic system, Selva Lacandona, Tropical rainforest.

## **Introduction**

Rivers are among the ecosystems most vulnerable to human impact (Naiman et al. 2005; Corlett, 2016; García-García et al. 2017) and are increasingly affected by a range of factors arising from activities related to human development (Valero et al., 2015). It is necessary to identify reliable, efficient, and inexpensive assessments for the relationship between ecosystems' quality and biodiversity of stream environments. In this context, investigations of dragonflies and damselfly assemblages have become a reliable tool for assessing aquatic ecosystems (Oertli, 2008; Bried and Samways, 2015; Gómez-Tolosa et al., 2021). Data from these studies are often condensed in comparative indices that reflect the relationship between dragonflies and ecosystem health. Examples are the Dragonfly Biotic Index (DBI, Samways and Simaika 2016), the Odonata Habitat Index (OHI, Chovanec and Waringer 2001), or the dragonfly association index (Chovanec et al. 2014). These indices have been used successfully in temperate and tropical regions but have rarely been applied in the Neotropical region. Some notable exceptions are the study that examined the relationship between Odonata and environmental integrity, using the Habitat Integrity Index (hereafter HII) of streams in the Amazon rainforest in Brazil (Brazil et al. 2020). This index predicts the changes in Odonata species composition when riparian vegetation is modified (Dalzochio et al. 2011; Brasil et al. 2014; Renner et al. 2016) and native vegetation decrease (Rodrigues et al. 2016). Monteiro-Júnior et al. (2015) found a positive relationship between the HII and

abundance of several species. Oliveira-Junior et al. (2015) showed that microhabitat loss promotes the appearance and persistence of opportunistic species at the adult stage. Keller and Holderegger (2013) suggest that Zygoptera species have narrower niches (i.e., are specialists) and disperse over short distances ( $\leq 500$  m). In contrast, pioneer species, mainly from the Anisoptera group, are generalists and effective colonizers of open or temporary habitats within disturbed areas (Miguel et al. 2017). However, Mendes et al. (2017) and Carvalho et al. (2018) showed that Odonata species respond differently to habitat conditions and that this response is related to specialist and generalist species composition (Dolný et al. 2011).

The following genera have been reported to be associated with high-quality environments in Brazil and Mexico: *Argia* (Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Silva et al. 2010; Dalzochio et al. 2011; Pinto et al. 2012; Oliveira-junior et al. 2015; Gómez-Tolosa et al. 2015; Miguel et al. 2017; Valente-Neto et al. 2016), *Hetaerina* (Silva et al. 2010; Juen et al. 2014; Monteiro-Júnior et al. 2014; Valente-Neto et al. 2016), *Heteragrion* (Monteiro-Júnior et al. 2015), while, at species level.

Odonata-based indices are already in use, particularly those that use odonates at taxonomic resolutions above family (Oliveira-Júnior and Juen 2019; Šigutová et al. 2019). For example, Zygoptera and Anisoptera species are related to habitat conditions, in which Zygoptera diversity decreases with reduced habitat integrity, while Anisoptera diversity increases with habitat degradation (Oliveira-Júnior and Juen 2019). In contrast, at family level, Šigutová et al. (2019) found that Coenagrionidae/other Zygoptera and Libellulidae/other Anisoptera ratios are positively related to forest disturbance, due to the higher number of Coenagrionidae and Libellulidae species and individuals. According to Cardinale et al. (2012), biodiversity can predict some ecosystem functions, such as the Biodiversity Ecosystem Function (BEF) framework. In this study, with we used the BEF theoretical framework, to explore whether Odonata assemblages can be used to predict environmental integrity at different taxonomic levels. Our objective was to determine the Odonate species assemblage (defined by Odonate abundance, richness, and diversity) that can best serve as a surrogate for the Habitat Integrity Index. We hypothesized that the abundance, species richness, and diversity of stenotopic species (ACHH) could predict the HII better than the other taxonomic levels. This information may help evaluate conservation and restoration actions in areas of the region Selva Lacandona in Chiapas with different habitat integrity levels.

## **Materials and Methods**

### **Study Area**

This study was conducted in the streams of two protected natural areas (PNAs) in the region of the Selva Lacandona, Chiapas (Figure 1, Table 1), in southeastern Mexico (17°08'36": 17°04'54" N, and 91°34'45": 91°40'09" W). The PNAs were Naha and Puerto Bello Metzabok (hereafter Metzabok), both of which are mainly covered by tropical rainforest, according to Rzedowski (2006). The study area encompasses the Naha River, connecting these two PNAs with a riparian corridor running from Naha and passing through Ejido el Tumbo (Tumbo hereafter). The primary land uses are agriculture and livestock production and end in Metzabok. First, second, and third-order watercourses, as defined by Strahler's classification (1957), are all found in our study area (view Table 1). According to the Köppen classification, modified by García (2004), the climate is warm subhumid with summer rains (AW). Since the colonization of the Selva Lacandona in the 1950s, there has been constant land-use change, a continuous decrease in forest cover, and unsustainable use of the environment (Medellín 1994). The consequences have been the loss of the fertility of agricultural land, deforestation, and a lack of economically and ecologically sustainable alternatives (Hein and Van Der Meer 2012).

Table 1 Sampling Units (SU) geographic localization, rivers order and Habitat Integrity Index (HII): Naha 1 = 1; Naha 2 = 2; Naha 3= 3; Naha 4= 4; Tumbo 5 = 5; Tumbo 6= 6; Metzabok 7 = 7; Metzabok 8 = 8; Metzabok 9= 9 and Metzabok 10 = 10.

ID	Characteristic	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
E	Elevation	896	886	836	854	661	606	549	526	551	591
N	Latitude (N)	91°34' 37"	91°34' 11"	91°35' 11"	91°35' 38"	91°36' 39"	91°37' 22"	91°37' 52"	91°37' 04"	91°37' 52"	91°37' 37"
W	Longitude (W)	16°50'23"	16°58'23"	16°58'51"	16°59'49"	17°05'02"	17°04'21"	17°06'13"	17°05'27"	17°06'11"	17°06'50"
O	River order (Strahler's classification, 1957)	second	first	second	third	third	third	third	second	second	third
<b>HII (Habitat Integrity Index)</b>											
F1	Land use pattern beyond the riparian zone	0.83	0.83	0.83	0.83	0.5	0.5	0.83	0.83	1	0.6
F2	Width of riparian forest	0.83	0.83	0.83	0.83	0.33	0.33	0.66	0.66	0.83	0.5
F3	Completeness of riparian forest	0.75	0.75	0.75	0.75	0.25	0.25	0.75	0.75	0.75	0.5
F4	Vegetation of riparian zone within 10 m of channel	0.75	0.75	0.5	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.5
F5	Retention devices	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	1
F6	Channel sediments	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75
F7	Bank structure	0.8	0.8	0.8	0.6	0.6	0.4	0.6	0.6	0.8	0.6
F8	Bank undercutting	0.75	1	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75
F9	Stream bottom	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.5	0.75
F10	Riffles and pools, or meanders	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	1
F11	Aquatic vegetation	1	1	0.75	0.5	0.75	0.5	0.75	0.75	1	0.5
F12	Detritus	0.8	0.8	0.8	0.6	0.8	0.6	0.8	0.6	0.8	0.8
<b>Total score (HII)</b>		<b>0.79</b>	<b>0.83</b>	<b>0.75</b>	<b>0.73</b>	<b>0.54</b>	<b>0.48</b>	<b>0.74</b>	<b>0.71</b>	<b>0.78</b>	<b>0.68</b>

### Sampling Units and Habitat descriptions

We selected sampling units localities based on environmental features (see appendix 1) such as accessibility because of the topographic complexity. A series of parallel karstic mountain ranges of Cretacic origin separated by long valleys and creeks at 100-1800 m a.s.l. The lower mountains are composed of lutites and sandstones, mostly of Tertiary origin (Muench 1998). We also considered the absence of social conflicts and

other relevant factors such as accessibility and owners' permission to collect samples. A total of 10 SUs were selected: four (numbers one, two, three, and four) were located in Naha, two (five and six) were within Tumbo, and four (seven, eight, nine, and 10) were in the Metzabok area (Fig. 1). We established the SUs along the Naha river (Naha four, Tumbo five and six, and Metzabok seven) and its tributaries (the remaining six SUs, Table 1). In each study site, we delimited each SU as a 150 m transect along the river's course that included a 30 m wide strip of vegetation on either bank (Ferreira-Peruquetti and Marco Junior 2002; Brasil et al. 2014; Valente-Neto et al. 2018). These were separated by at least 1 Km to ensure spatial independence. All SUs had an altitude between 526 and 896 m a.s.l. Due to the long distance between SUs, a maximum of two were could be sampled daily. It should be noted that we wished to monitor another six SUs outside of the PNA, but ongoing social conflicts in the Ejido Lacandon prevented us from accessing the selected sampling sites in that location. We visited each SU four times throughout one complete hydrological cycle of the year. A sampling of adult dragonflies and damselflies took place in the rainy (September 2018 and October 2018) and dry (March and April 2019) seasons, according to BioClim (view appendix 2 for details).

### **Habitat Integrity Index (HII)**

We employed the HII (Nessimian et al. 2008) to assess the environmental integrity of each SU. We only performed a visual assessment based on 12 habitat features of the HII for the dry season data, since differences between habitat features were more evident during that season compared to the rainy season (F1-F12, appendix 3). We assessed the 12 habitat features in order to evaluate environmental integrity, including land use, riparian characteristics, and stream morphology. Each habitat feature consisted of a sub-characteristic with four to six attributes assigned in ascending order and standardized to a maximum value of one. This index thus evaluates the environmental integrity in values ranging from zero (low integrity) to one (high integrity). Streams were classified into two conservation categories: altered (HII = 0.15–0.69) and preserved (0.70–0.99), based on Oliveira-Junior and Juen (2019).

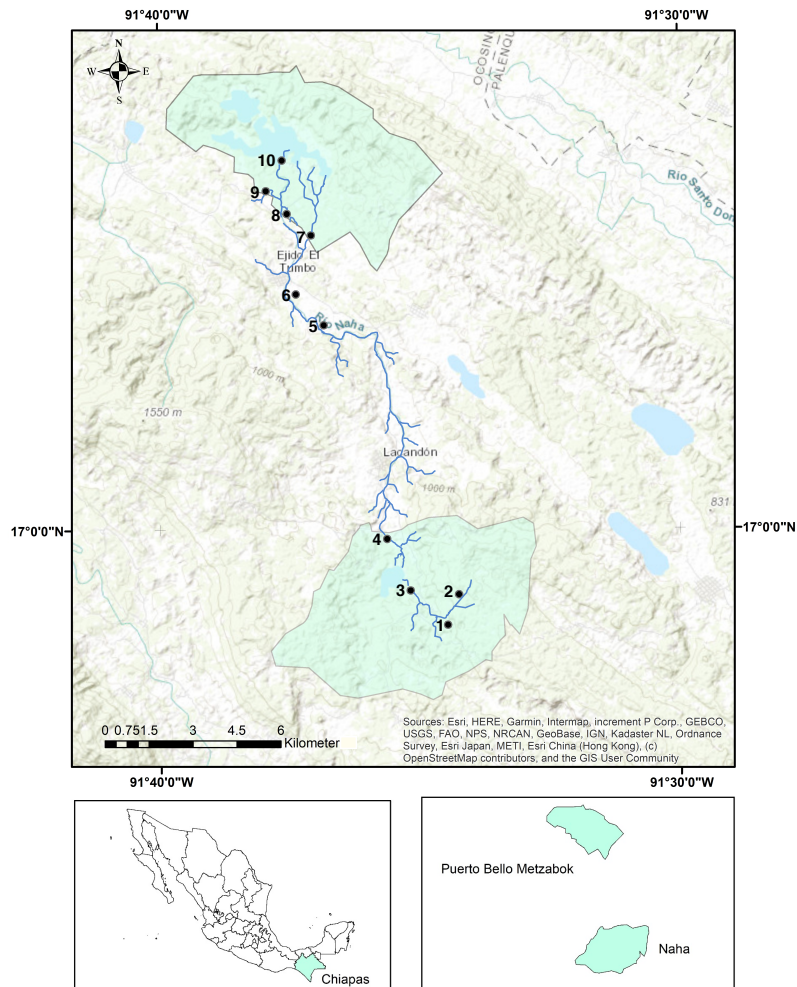


Figure 1. Study area. The geographic location of the 10 Sampling Units (SU). Four are located within Naha NPA (1, 2, 3, and 4), four in Metzabok NPA (7, 8, 9, and 10), and two in Ejido El Tumbo (5 and 6).

### Odonata sampling

We collected adult odonates using an entomological hand net between 09:30 and 15:30 hrs, when sunlight illuminates the streams and the peak of odonate activity occurs in the area. We standardized the sampling effort, in each SU, to a collecting period of 60 min carried out by four observers, according to Oliviera-Junior et al. (2015) and Brazil et al. (2017). We captured mature adults in tandem (males and females) or mature male adults who exhibited territorial behavior in order to facilitate taxonomic identification and ensure that the sampled specimens were reproductive adults (Bried et al. 2015; Chovanec et al. 2015; Patten et al. 2019). We processed

every individual captured according to the methods outlined by Ramírez (2010). The collected individuals were taxonomically identified using Förster (2001) and Garrison et al. (2010a, b) and stored in the Odonata invertebrate reference collection at the Museum of Zoology of the Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (MZUNICACH-O). Moreover, we compared our specimens with the National Insect Collection of Odonata (NICO) at the Biology Institute of the Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). We collected all individuals under the collection permit SGPA/DGVS/002775/18, and no endangered or threatened species were collected (NOM-059-SEMARNAT-2010; IUCN, 2018).

### **Data analysis**

We used the nonlinear Chao 1 estimator, with a bias correction, when the species abundance coefficient of variation was  $< 0.5$ , and the classic Chao1 model when the coefficient of variation was  $> 0.5$ , as implemented in the EstimateS software version 9.1 (Colwell, 2013). We calculated rarefaction curves at different taxonomic levels as done in previous studies: the suborders Zygoptera and Anisoptera (Oliveira-Junior and Juen 2019), family Coenagrionidae (Šigutová et al. 2019), and the ACHH assemblage (20 species), given that these genera have been previously reported as highly sensitive to environmental disturbance (Azrina et al. 2006; Hofhansl and Schneeweis 2008; Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Silva et al. 2010; Pinto et al. 2012; Carvalho et al. 2013; Juen et al. 2014; Kutcher and Bried 2014; Mendes et al. 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; Calvão et al. 2016; Rodrigues et al. 2016; Valente-Neto et al. 2016; Miguel et al. 2017).

Since most traditional diversity indices prioritize either richness or evenness (Tuomisto 2010), and do not measure both diversity components simultaneously, a composite statistical measure is required (Guisande et al. 2017). We therefore used beta diversity profiles (Di Battista et al. 2017) in order to measure diversity. Di Battista et al. (2017) proposed three functional measures (the first and second derivative, the radius of curvature, and the length of the curvature), providing a scalar measure of diversity for every community, known as the area under the curve or surface area (hereafter diversity). The diversity profiles are explained in appendix 4. To calculate the metrics for species richness (S) and diversity (surface area) at different taxonomic levels, we used the BioFTF (Biodiversity Assessment Using Functional Tools package for R) in RStudio version 4.0.3. (RStudio Team 2020; view appendix 5).

The Dirichlet Regression Model analyzed the relationship between the HII in each SU and abundance, species richness, and diversity of Zygoptera, Anisoptera, Coenagrionidae, and ACHH. This model was used



because the response variables are the HII proportions ranging from zero to one (Douma and Weedon 2019). The Akaike information criterion (AIC) is an estimator of error prediction and the relative quality of statistical models for a given set of data. The AIC estimates the relative amount of information lost by a given model when sampling size is limited; in this case, ten sampling units. The less information a model loses, the higher the quality of that model in terms of making a comparison between different taxonomic levels as predictors of habitat integrity. To perform the Dirichlet regression, we used the package *DirichletReg* (Maier, 2020). We used *lmtest* (Zeileis and Hothorn 2002), *betareg* (Cribari-Neto and Zeileis 2010), and *plyr* (Zeileis et al. 2008) to calculate the likelihood and the ratio test. The library *ggplot2* was used for plotting (Wickham, 2016). All statistical analyses were performed in R version 4.0.0 (R Core Team 2020) using the interface RStudio version 1.1.463 (RStudio Team, 2020). We used abundance, richness, and diversity as independent variables (predictors of HII) at different taxonomic levels. The R script for ratios (abundance, richness, and species diversity) is in appendix 6.

## Results

We captured 516 individuals, corresponding to 36 species (view appendix 7) belonging to 19 genera from the following families: Calopterygidae, Coenagrionidae, Gomphidae, Lestidae, Libellulidae, Heteragrionidae, and Polythoridae, over both seasons. The suborder Zygoptera accounted for 93.22% and Anisoptera for 6.78% of the total individuals. The SU nine (Metzabok) presented the highest abundance of Zygoptera (76 individuals). The SUs one (Naha), two (Naha), and nine (Metzabok) gave the lowest number for Anisoptera, with only one individual on each site (Table 2). In terms of species richness, SU eight (Metzabok) yielded 12 species and an estimated diversity of 6.13.

### Rarefaction

For the Zygoptera suborder, with 480 individuals, Chao1 estimated that 76.81% of the species present were sampled. The Anisoptera suborder, with 36 individuals, exhibited 83.16% of the expected number of species. The Coenagrionidae family, with 160 individuals, exhibited 81.92%, and ACHH, with 471 individuals, exhibited 100% (appendix 8). We, therefore, found that the Chao1 model performs better for dominant species assemblages such as ACHH. In contrast, the Classic Chao1 model is preferable when species abundance coefficients of variation are higher than 0.5, as with Anisoptera, Zygoptera, and Coenagrionidae.

### Associations between species and environmental integrity

Regarding the HII for each SU, two (Naha) had the highest score at 0.83, whereas six (Tumbo) presented the lowest score at 0.48 (Table 2). The two sites outside the PNAs, five and six (Tumbo), generally showed the lowest index values. In contrast, Naha and Metzabok SUs had the highest values.

The Dirichlet regression model revealed that HII and ACHH had a positive relationship with abundance (Beta coefficient =  $0.02 \pm 9.25E-03$ ,  $p = 0.05$ , AIC = -15.52), richness (Beta coefficient =  $0.20 \pm 0.02$ ,  $p = 1.06E-13$ , AIC = -30.60), and diversity (Beta coefficient =  $0.51 \pm 0.08$ ,  $p = 4.65E-10$ , AIC = -27.84) (Table 3, Fig 2d, 2f, and 2h, respectively). Furthermore, HII and Zygoptera had a positive relationship for richness (Beta coefficient =  $0.14 \pm 0.04$ ,  $p = 2.28E-04$ , AIC = -20.37) and diversity (Beta coefficient =  $0.39 \pm 0.09$ ,  $p = 5.13E-05$ , AIC = -21.43) (Table 2, Fig 2a, and 2b, respectively). In contrast, the abundance (Beta coefficient =  $-0.11 \pm 0.02$ ,  $p = 1.7E-10$ , AIC = -28.13), richness (Beta coefficient =  $-0.30 \pm 0.09$ ,  $p = 1.18E-03$ , AIC = -19.08), and diversity (Beta coefficient =  $-0.27 \pm 0.11$ ,  $p = 0.02$ , AIC = -16.45) of Anisoptera were negatively related to the HII (Table 3; Figs 2c, 2e and 2g, respectively).. Our results showed that ACHH species richness is the most parsimonious model, followed by Anisoptera abundance and ACHH diversity (Table 3). The loglikelihood ratio expresses model fitness, and ACHH richness again presented the best fit, followed by Anisoptera abundance and ACHH diversity (Table 3). The Dirichlet regression models return an estimate of the percentage of variation in the data called *pseudo R*<sup>2</sup>. We present these values for each model in Table 3, along with the maximum likelihood values. Anisoptera abundance had the highest *pseudo R*<sup>2</sup> (0.80), followed by ACHH (0.75) and Zygoptera (0.56) diversity. Which means that Anisoptera abundance explains more variation in predicting HII than ACHH and Zygoptera diversity.

Table 2. Results of diversity analyses in the ten localities (SU) along the river, from order to genera, and habitat integrity scores. Bold numbers indicate the highest value found for each variable.

Variable	Localities (SUs)									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<b>Anisoptera abundance</b>	1	1	2	3	6	<b>14</b>	2	2	1	4
<b>Anisoptera richness</b>	0	0	1	1	1	<b>3</b>	0	1	0	<b>3</b>
<b>Anisoptera diversity</b>	0.00	0.00	1.42	1.33	1.02	2.29	0.00	1.42	0.00	<b>3.09</b>
<b>Zygoptera abundance</b>	62	42	44	35	31	27	42	52	<b>76</b>	69
<b>Zygoptera richness</b>	10	8	8	9	4	3	10	<b>12</b>	10	10
<b>Zygoptera diversity</b>	5.47	5.18	4.96	<b>5.99</b>	3.49	2.88	5.51	6.13	5.06	5.47
<b>Coenagrionidae abundance</b>	34	16	<b>20</b>	15	11	3	6	15	15	25
<b>Coenagrionidae richness</b>	3	1	2	4	1	0	3	6	5	<b>7</b>
<b>Coenagrionidae diversity</b>	1.58	0.66	1.18	3.43	1.24	0.00	2.99	3.90	<b>3.96</b>	4.74
<b>ACHH abundance</b>	62	42	44	35	31	27	41	47	<b>76</b>	66
<b>ACHH richness</b>	<b>10</b>	8	8	9	4	3	8	7	<b>10</b>	7
<b>ACHH diversity</b>	5.47	5.18	4.96	<b>5.99</b>	3.49	2.88	4.78	4.38	5.06	4.49
<b>HII</b>	0.79	<b>0.83</b>	0.75	0.73	0.54	0.48	0.74	0.71	0.78	0.68

Table 3. Dirichlet Regression Model summary for abundance, richness, and diversity as surface area, where  $p$  is the probability of rejecting the null hypothesis and AIC corresponds to the Akaike Index Criteria. For all cases,  $n = 10$ . Bold numbers represent statistical significance for  $p < 0.05$ .

Taxonomic level	Log-likelihood (3df)	Beta coefficient	Standard error	Phi coefficient	Standard error	Pseudo R <sup>2</sup>	$p$	AIC
<b>Abundance</b>								
<b>Anisoptera</b>	<b>17.07</b>	<b>-0.11</b>	<b>0.02</b>	<b>100.6</b>	<b>44.8</b>	<b>0.8</b>	<b>1.7E-10</b>	<b>-28.13</b>
Zygotera	10.62	0.02	9.02E-03	27.78	12.25	0.27	0.06	-15.25
Coenagrionidae	10.64	0.03	0.02	27.84	12.27	0.27	0.06	-15.27
<b>ACHH</b>	<b>10.76</b>	<b>0.02</b>	<b>9.25E-03</b>	<b>28.56</b>	<b>12.59</b>	<b>0.29</b>	<b>0.05</b>	<b>-15.52</b>
<b>Richness</b>								
<b>Anisoptera</b>	<b>12.54</b>	<b>-0.30</b>	<b>0.09</b>	<b>40.63</b>	<b>17.99</b>	<b>0.52</b>	<b>1.18E-03</b>	<b>-19.08</b>
Zygotera	13.19	0.14	0.04	46.6	20.66	0.52	2.28E-04	-20.37
Coenagrionidae	9.48	0.07	0.07	22.05	0.08	-8.98	0.33	-12.98
<b>ACHH</b>	<b>18.3</b>	<b>0.20</b>	<b>0.02</b>	<b>28.56</b>	<b>12.59</b>	<b>0.29</b>	<b>1.06E-13</b>	<b>-30.60</b>
<b>Diversity</b>								
<b>Anisoptera</b>	<b>11.22</b>	<b>-0.27</b>	<b>0.11</b>	<b>31.18</b>	<b>13.77</b>	<b>0.38</b>	<b>0.02</b>	<b>-16.45</b>
Zygotera	13.71	0.39	0.09	51.8	22.99	0.56	5.13E-05	-21.43
Coenagrionidae	9.34	0.08	0.10	21.39	9.386	0.06	0.43	-12.68
<b>ACHH</b>	<b>16.92</b>	<b>0.51</b>	<b>0.08</b>	<b>98.69</b>	<b>43.96</b>	<b>0.75</b>	<b>4.65E-10</b>	<b>-27.84</b>

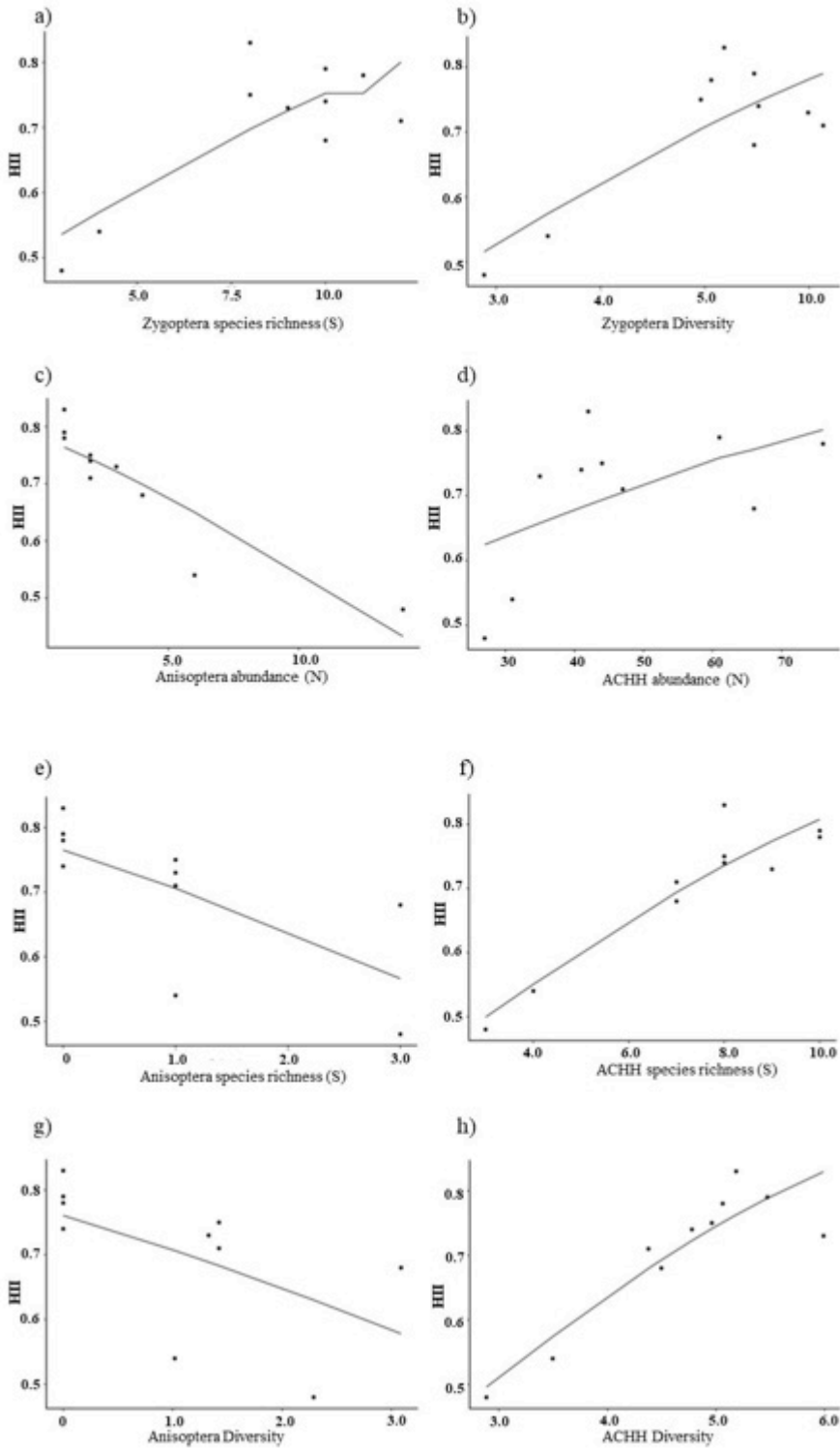


Figure 2. The Dirichlet Regression Models for abundance, richness, and diversity as predictor and HII response; a) and b) corresponds to Zygoptera graphs; c), e) and g) corresponds to Anisoptera graphs; d), f) and h) corresponds to ACHH graphs. Each dot represent a SU, the line represents the values predicted by each model.

## Discussion

According to the BFE framework, as expected, our results indicated that the ACHH, Zygoptera, and Anisoptera species assemblies predicted the HII accurately in the study area. These results validate our hypothesis that local odonate communities respond primarily to environmental factors, such as riparian features and human activities the impacts, and can indeed predict certain ecosystem features, such as habitat integrity. The growing need to develop rapid and effective biological indicators to assess environmental quality (Gomez-Tolosa et al. 2021) has fostered the development of a number of indices for evaluating the habitat integrity. The DBI (Samways and Simaika 2016) and OHI (Chovanec and Waringer 2001) indices have been widely used in the last decade. However, Neotropical countries have insufficient information for all of the Odonata species so implementation of these index types remains a challenge (Gomez-Tolosa et al. 2021).

The Dirichlet regressions showed two types of responses: Zygoptera and ACHH had a positive relationship with HII, both for species richness and diversity. In contrast, Anisoptera had a negative association with HII. The results also showed opposite effects on the Anisoptera and ACHH species abundance: HII decreases when Anisoptera abundance increases, whereas HII increases when ACHH abundance increases. In the case of the Anisoptera suborder, 98.73% of individuals belong to the family Libellulidae, which has been associated with disturbance gradients in tropical regions (Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Gómez-Anaya et al. 2011; Gómez-Tolosa et al. 2015; Sigutova et al., 2019). These results coincide with those of previous studies, showing that Zygoptera species prefer habitats with high integrity, while Anisoptera species prefer lower quality sites (Carvalho et al. 2013; Juen et al. 2014; Monteiro-Júnior et al. 2014; Dutra and De Marco 2015; Oliveira-junior et al. 2015; Brasil et al. 2017; Oliveira-junior and Juen 2019). Zygoptera species richness and diversity are positive predictors of the HII because this suborder is more sensitive to environmental integrity (Juen and De Marco 2011). Our findings agree with Oliveira-Júnior and Juen (2019): Zygoptera diversity decreases when habitat integrity decreases, whereas Anisoptera diversity increases with this habitat alteration. Individuals of Zygoptera are more sensitive to environmental variation because of their ecophysiological requirements. For example, in tropical environments, most Zygoptera species are associated with shaded areas (Paulson 2006) due to the surface to volume ratio of their bodies, which makes them vulnerable to overheating and at constant risk of dehydration due to exposure to sunlight (Juen and De Marco 2011). Thus, protected forested areas may play an essential role for Zygoptera individuals because they provide

more shaded areas. Decreased forest cover, as a result of urbanization, results in lower lipid content and muscle mass in *Hetaerina americana* and has a detrimental impact on adult abundance (Córdoba-Aguilar and Rocha-Ortega 2019). In our study area, the SUs with the lowest HII have a higher percentage of open areas, thus presenting barriers to the effective dispersion of Zygoptera species (Carvalho et al. 2013; Dutra and De Marco 2015).

We found that ACHH reached 100% of the expected species for this site with an N=471 individuals, according to the Chao 1 model. It is therefore unnecessary to monitor all Zygoptera species since the sampling effort suggests that this species assemblage is sufficient. To our knowledge, this species set has not been studied previously. According to the concept of niche evolution, the community composition of species depends on the magnitude of the disturbance (Devictor and Robert 2009). Generalist species are affected to a lower degree than specialist species (Devictor and Robert 2009) and they thus become predominant in altered environments. Our study found that the ACHH species set has the best fit in terms of predicting the HII with species abundance, richness, and diversity (Table 2). It has previously been reported that these genera are highly sensitive to environmental integrity (Azrina et al. 2006; Hofhansl and Schneeweihls 2008; Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Silva et al. 2010; Pinto et al. 2012; Carvalho et al. 2013; Juen et al. 2014; Kutcher and Bried 2014; Mendes et al. 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; Calvão et al. 2016; Rodrigues et al. 2016; Valente-Neto et al. 2016; Miguel et al. 2017). Mendoza-Penagos et al. (2021) recently demonstrated the potential advantage of focusing on Odonata at family level for environmental monitoring in terms of cost and time effectiveness and the quality of information obtained. Moreover, these authors concluded that rapid assessments could be conducted effectively by selecting an appropriate taxonomic level.

Our results show species associated with high-quality environments, represented by the highest integrity values, in the following three genera: *Argia* (Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Silva et al. 2010; Dalzochio et al. 2011; Pinto et al. 2012; Oliveira-junior et al. 2015; Gómez-Tolosa et al. 2015; Miguel et al. 2017; Valente-Neto et al. 2016; Resende et al. 2021), *Hetaerina* (Silva et al. 2010; Juen et al. 2014; Monteiro-Júnior et al. 2014; Valente-Neto et al. 2016), and *Heteragrion* (Monteiro-Júnior et al. 2015; Resende et al. 2021). *Cora marina* has only been reported in protected areas by the IUCN Red List (2020), and Pritchard (1996) described synchrony between adults' emergence and the rainy season. Our results corroborate this observation because we only found this species during the rainy season. We suspect that this species requires high habitat

integrity values and enough environmental humidity to complete its life cycle since it is found in locations with high HII scores ( $>0.70$ ).

According to Sigutova et al. (2019), the Zygoptera/Anisoptera ratio was insufficient to establish the disturbance gradient increases in tropical areas. They recommend Coenagrionidae/other Zygoptera and Libellulidae/other Anisoptera ratios to predict disturbance gradients in these tropical regions. In this study, we tested whether Coenagrionidae could be an accurate predictor of HII, but found no association between Coenagrionidae abundance, species richness, or diversity and HII. This is because 96.87% of the Coenagrionidae species belong to the genus *Argia*, which is reported in both optimal and suboptimal habitats (Novelo-Gutiérrez and Gómez-Anaya 2009; Gómez-Tolosa et al. 2015); and the genus *Argia* is a diverse clade in our study area, with 11 species recorded.

However, the genus *Hetaerina* (Zygoptera) are associated with higher quality environments (Silva et al. 2010; Juen et al. 2014; Monteiro-Júnior et al. 2014; Valente-Neto et al. al. 2016) and, in our study area, this clade presents six species. We found that of the Anisoptera species most were Libellulidae, with the exception of one Gomphidae species. Therefore, this requires an increase in the sampling effort to register other Anisoptera families that are more difficult to catch with entomological nets. Overall, the Anisoptera suborder and the ACHH assemblage could be candidate groups with which to assess habitat integrity. Local monitoring programs can be established using Anisoptera abundance and ACHH species richness to determine whether changes in local ecosystem functions and conservation actions are warranted.

Our results indicate that the PNAs are a refuge for Odonata diversity due to the conservation and restoration actions that take place there, but that the surrounding area may not contribute to this process. PNAs are capable of supporting both stenotopic and eurytopic species. The HII values of the SUs inside PNAs are higher than those of the SUs outside the PNAs. It appears that the combination of protected areas and the surrounding zones can harbor high species diversity because of the complementary species composition between these contrasting environments. According to the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, one million species are currently thought to be facing extinction as a result of the deleterious effects of human activities, (Tollefson 2019). However, it is necessary to find a way to identify the integrity levels required to prevent local extinction of stenotopic species.



## **Conclusions**

We found that the Habitat Integrity Index (HII) based on Odonata taxa depends on the abundance, richness, and diversity at different taxonomic levels in the Selva Lacandona of Chiapas, Mexico. In this study area, the HII has a positive relationship with the richness, and diversity of ACHH assemblage. We found that of 11 species of Anisoptera, all but one belonged to the family Libellulidae. In this suborder, we found a negative relationship between HII and abundance, species richness and diversity.

Our results showed that species belonging to the Coenagrionidae family did not provided reliable information about the HII.

Furthermore, we consider there is a need to identify *a priori* other Odonata species assemblages related to habitat integrity at the local level, such as the assemblage of ACHH species, which showed the highest positive scores related to HII. Therefore, it is unnecessary to monitor all Zygoptera species because the sampling effort suggests that this species group is insufficient and more difficult to sample and analyze when compared to the assemblage of ACHH species.

Considering these findings, we recommend monitoring ACHH species richness and Anisoptera abundance to assess the habitat integrity of the study area. Thus, we recommend the use of this species assemblage to compare sites along disturbance gradients and for other areas of the Selva Lacandona.

We also propose that studies should focus on understanding the ability of Neotropical ecosystems to withstand environmental changes. We consider that ancient low-diversity groups of the suborder Zygoptera are less tolerant of environmental degradation. Therefore, it is important to study the evolution of specialization in these populations towards undisturbed environments, to contribute to the development of long-term conservation projects or proposals.

## **Acknowledgments**

María de Lourdes Gómez Tolosa is a doctoral student in the Ciencias en Biodiversidad y Conservación de Ecosistemas Tropicales graduate program, at Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH) and received a fellowship from CONACYT (scholar number: 630424 and CVU: 208813) and the Environmental Services Monitoring program (SEMAHN-CONAFOR) to fund part of the fieldwork. Sergio López thanks the Mexican Program to Improve Professorships of the Public Education Ministry (PRODEP-SEP) for granting a fellowship to fund academic stay to write this paper. Additionally, we thank Enrique González-Soriano for

checking Odonata species identification. Our thanks to Eduardo Cuevas, Martín Hernández, Diego López and Mario López who accompanied us to carry out the fieldwork, to Bor Martínez, Enrique Valenzuela, Verónica Arcos, Felipe Solórzano and José Emilio Pacheco, the authorities in the locality of the natural protected areas, Naha and Puerto Bello Metzabok, and Ejido El Tumbo, respectively. We thank Francisca Méndez-Harclerode, Keith MacMillan and Robert W. Jones for suggestions and linguistic corrections for suggestions and linguistic corrections. Also, we thank Francisca Méndez-Harclerode, Dwight Krehbiel, Allen Wedel, Jonathan Gering, and Robert Milliman of Bethel College, Kansas, for the facilities granted to complete this paper that is dedicated to the memory of Rosy Tolosa.

## References

- Azrina M, Yap C, Ismail A, Tan S (2006) Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol Environ Saf* 64:337–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.003>
- BioClim (2018) WorldClim. <http://www.worldclim.org/>. Accessed 13 February 2018
- Brasil LS, Batista JD, Giehl NF da S, et al (2014) Environmental integrity and damselfly species composition in Amazonian streams at the "arc of deforestation" region, Mato Grosso, Brazil. *Acta Limnol Bras* 26:278–287. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000300007>
- Brasil LS, de Lima EL, Spigoloni ZA, et al (2020) The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. *Ecol Indic* 116:0–2. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106495>
- Brasil LS, Vieira TB, de Oliveira-Junior JMB, et al (2017) Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecol Evol* 7:3190–3200. <https://doi.org/10.1002/ece3.2849>
- Bried JT, Dillon AM, Hager BJ, et al (2015) Criteria to infer local species residency in standardized adult dragonfly surveys. *Freshw Sci* 34:1105–1113. <https://doi.org/10.1086/682668>
- Bried JT, Samways MJ (2015) A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. *Freshw Sci* 34:1023–1031. <https://doi.org/10.1086/682174>
- Calvão LB, Nogueira DS, de Assis Montag LF, et al (2016) Are Odonata communities impacted by conventional or reduced impact logging? *For Ecol Manage* 382:143–150. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.013>
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, et al (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carvalho FG, de Oliveira Roque F, Barbosa L, et al (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv* 21:526–533. <https://doi.org/10.1111/acv.12427>
- Carvalho FG, Pinto NS, de Oliveira Júnior JMB, Juen L (2013) Efeitos da retirada da vegetação marginal sobre a comunidade de Odonata. *Acta Limnol Bras* 25:10–18

- Chovanec A, Schindler M, Waringer J, Wimmer R (2015) The dragonfly association index (Insecta: Odonata)-a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Res Appl* 31:627–638. <https://doi.org/10.1002/rra.2760>
- Chovanec A, Waringer J (2001) Ecological integrity of river-floodplain systems - assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *River Res Appl* 17:493–507. <https://doi.org/10.1002/rrr.664>
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, et al (2013) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J Plant Ecol* 5:3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Corbet PS (1993) Are Odonata useful as bioindicators? *Libellula* 12:91–102
- Córdoba-Aguilar A, Rocha-Ortega M (2019) Damselfly (Odonata: Calopterygidae) population decline in an urbanizing watershed. *J Insect Sci* 19:1–6. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iez063>
- Corlett RT (2016) Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Divers* 38:10–16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Cribari-Neto F, Zeileis A (2010). Beta Regression in R. *J. Stat. Softw* 34: 1 - 24. [doi:http://dx.doi.org/10.18637/jss.v034.i02](http://dx.doi.org/10.18637/jss.v034.i02)
- Dalzochio MS, Costa JM, Uchôa MA (2011) Diversity of Odonata (Insecta) in lotic systems from Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Rev Bras Entomol* 55:88–94. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262011000100014>
- Delignette-Muller ML, Dutang C (2015) fitdistrplus: An R package for fitting distributions. *J Stat Softw* 64:1–34. <https://doi.org/10.18637/jss.v064.i04>
- Devictor V, Robert A (2009) Measuring community responses to large-scale disturbance in conservation biogeography. *Divers Distrib* 15:122–130. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00510.x>
- Di Battista T, Fortuna F, Maturo F (2017) BioFTF: An R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecol Indic* 73:726–732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.032>
- Dolný A, Bárta D, Rustidianto, Drozd P (2011) Dragonflies (Odonata) in the Bornean rain forest as indicators of changes in biodiversity resulting from forest modification and destruction. *Trop Zool* 24:
- Douma JC, Weedon JT (2019) Analysing continuous proportions in ecology and evolution: A practical introduction to beta and Dirichlet regression. *Methods Ecol Evol* 10:1412–1430. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13234>
- Dutra S, De Marco P (2015) Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecol Indic* 49:132–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.016>
- Environmental Protection Agency (EPA). 2017. Water Quality Standards Handbook. EPA-823-B-17-001. EPA Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, DC. Accessed April 2020.. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-10/documents/handbook.pdf>
- Ferreira-Peruquetti P, De Marco Júnior P (2002) Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Rev Bras Zool* 19:317–327. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200002>

- Förster S (2001) The Dragonflies of Central America exclusive of Mexico and the West Indies. A guide to their identification. G. Rehfeldt, Wolfenbüttel
- García-García PL, Vázquez G, Novelo-Gutiérrez R, Favila ME (2016) Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 785:19–33. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2900-x>
- Garrison R, von Ellenrieder N, Louton J (2010 a) Dragonflies Genera of the New World. An illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Garrison R, von Ellenrieder N, Louton J (2010 b) Damselfly Genera of the New World. An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Gómez-Anaya JA, Novelo-Gutiérrez R, Astudillo-Aldana MR (2017) Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta) en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Rev Mex Biodivers* 88:372–380. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.004>
- Gómez-Anaya JA, Novelo-Gutiérrez R, Campbell WB (2011) Diversity and distribution of odonata (Insecta) larvae along an altitudinal gradient in coalcomán mountains, michoacán, Mexico. *Rev Biol Trop* 59:1559–1577. <https://doi.org/10.15517/rbt.v59i4.3420>
- Gómez-Tolosa M de L, Mendoza-Cuenca LF, Rioja-Paradela TM, et al (2015) Odonata (Insecta) de tres cuencas en la costa de Chiapas: Lista de especies y registro nuevo. *Rev Mex Biodivers* 86:41–47. <https://doi.org/10.7550/rmb.48665>
- Gómez-Tolosa M, Rivera-Velázquez G, Rioja-Paradela TM, et al (2021) The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>
- Guisande C, Heine J, García-Roselló E, et al (2017) DER: An algorithm for comparing species diversity between assemblages. *Ecol Indic* 81:41–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.049>
- Hammer O, Harper D, Ryan P (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data. *Palaeontol Electron*
- Hein L and van der Meer P (2012) REDD+ in the context of ecosystem management. *Curr Opin in Environ Susta* 4: 604-611. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.016>.
- Hofhansl FP, Schneeweih S (2008) Banderillas : Effects of deforestation on dragonflies (Insecta , Odonata ) in the Pacific lowland of Costa Rica Banderillas : Efectos de la deforestación sobre libélulas (Insecta , Odonata) en la tierra baja Pacífica en Costa Rica. *Nat Cult Hist Golf Dulce Reg Costa Rica* 768 pp 80:237–247
- IUCN 2018. The International Union for Conservation of Nature. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>. Accessed 4 May 2018
- IUCN 2020. The International Union for Conservation of Nature. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>. Accessed 14 April 2020

- Juen L, De Marco P (2011) Odonate biodiversity in terra-firme forest streamlets in Central Amazonia: On the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conserv Divers* 4:265–274. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00130.x>
- Juen L, de Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, et al (2014) Composição e riqueza de odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono cerrado-floresta amazônica. *Acta Amaz* 44:223–233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>
- Keller D, Holderegger R (2013) Damselflies use different movement strategies for short- and long-distance dispersal. *Insect Conserv Divers* 6:590–597. <https://doi.org/10.1111/icad.12016>
- Kleiber C, Zeileis A (2008) *Applied Econometrics with R*. Springer-Verlag, New York. ISBN 978-0-387-77316-2. <https://CRAN.R-project.org/package=AER>
- Kutcher T, Bried J (2014) Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecol Indic* 38:31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.028>
- Maier, M. J. (2020). DirichletReg: Dirichlet Regression in R. R package version 0.7-0. <http://dirichletreg.r-forge.r-project.org/>
- Medellin RA (1994) *Conservation Biology 1994* Medellín. *Conserv Biol* 8:780–799
- Mendes TP, Oliveira-Junior JMB, Cabette HSR, et al (2017) Congruence and the Biomonitoring of Aquatic Ecosystems: Are Odonate Larvae or Adults the Most Effective for the Evaluation of Impacts. *Neotrop Entomol* 46:631–641. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0503-5>
- Mendes TP, Cabette HSR, Juen L (2015) Setting boundaries: Environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). *An Acad Bras Cienc* 87:239–248. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520130477>
- Mendoza-Penagos CC, Calvão LB, Juen L (2021) A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata (Insecta) in Amazonian streams. *Ecol Indic* 124:. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107388>
- Miguel TB, Oliveira-Junior JMB, Ligeiro R, Juen L (2017) Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecol Indic* 81:555–566. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>
- Monteiro Júnior CDS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48:303–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127:28–40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>
- Muench P (1998). *Conservación y Desarrollo en la Selva Lacandona, Chiapas. evaluación de un programa regional*. Unpublished document, Universidad Autónoma Chapingo. Chiapas, México.
- Naiman R, Décamps H, McClain M (2005) *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, London.
- Nessimian JL, Venticinque EM, Zuanon J, et al (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614:117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>

- NOM-127-SSA1(1994 ). Norma oficial mexicana. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. [https://www.pediatrica.gob.mx/archivos/burbuja/13.4\\_NOM-127-SSA1-1994\\_Salud\\_Ambiental\\_Agua\\_limites\\_permisibles\\_de\\_calidad.pdf](https://www.pediatrica.gob.mx/archivos/burbuja/13.4_NOM-127-SSA1-1994_Salud_Ambiental_Agua_limites_permisibles_de_calidad.pdf) . Accessed 12 March 2020.
- NOM-059-SEMARNAT (2010) Norma oficial mexicana. Protección ambiental especies nativas de México de flora y fauna silvestres. <http://www.dof.gob.mx/normasOficiales/4254/semarnat/semarnat.htm>. Accessed 20 March 2020
- Novelo-Gutiérrez R, Gómez-Anaya JA (2009) A comparative study of Odonata (Insecta) assemblages along an altitudinal gradient in the sierra de Coalcomán Mountains, Michoacán, Mexico. *Biodivers Conserv* 18:679–698. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9533-y>
- Oliveira-Junior JMB, Juen L (2019) The Zygoptera/Anisoptera Ratio (Insecta: Odonata): a New Tool for Habitat Alterations Assessment in Amazonian Streams. *Neotrop Entomol* 48:552–560. <https://doi.org/10.1007/s13744-019-00672-x>
- Oliveira-Júnior JMB, Cabette HSR, Silva Pinto N, Juen L (2013) As Variações na Comunidade de Odonata (Insecta) em Córregos Podem ser Preditas pelo Paradoxo do Plâncton? Explicando a Riqueza de Espécies Pela Variabilidade Ambiental. *EntomoBrasilis* 6:01–08. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v6i1.250>
- Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, et al (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40:733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Patten MA, Hjalmarson EA, Smith-Patten BD, Bried JT (2019) Breeding thresholds in opportunistic Odonata records. *Ecol Indic* 106:105460. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105460>
- Paulson D (2006) The importance of forests to Neotropical dragonflies. *For dragonflies* 79–101
- Pinto NS, Juen L, Cabette HSR, de Marco P (2012) Fluctuating Asymmetry and Wing Size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in Relation to Riparian Forest Preservation Status. *Neotrop Entomol* 41:178–185. <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0029-9>
- Pritchard G (1996) The life history of a tropical dragonfly: *Cora marina* (Odonata: Polythoridae) in Guanacaste, Costa Rica. *J Trop Ecol* 12:573–581. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009792>
- Pryke JS, Samways MJ, De Saedeleer K (2015) An ecological network is as good as a major protected area for conserving dragonflies. *Biol Conserv* 191:537–545. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.036>
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. Accessed 3 March 2020
- RStudio Team (2020) RStudio: Integrated Development Environment for R. Accessed 3 March 2020
- Ramírez A (2010) Capítulo 5. Odonata. *Rev. biol. trop.* 58 (4): 97-136. [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442010000800005&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800005&lng=en&tlng=es)
- Renner S, Périco E, Sahlén G (2016) List of Odonates from the Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA - SFP), with two new distribution records for Rio Grande do Sul, Brazil. *Biota Neotrop* 16 (3). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2015-0132>
- Resende BO, Ferreira VRS, Brasil LS, et al (2021) Impact of environmental changes on the behavioral diversity of the Odonata (Insecta) in the Amazon. *Sci Rep* 11:9742. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88999-7>

- Rodrigues ME, de Oliveira Roque F, Quintero JMO, et al (2016) Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biol Conserv* 194:113–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>
- Rzedowski J (2006) *Vegetación de México*, Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxPort.pdf>
- Schröder N, Rippel C, Walantus L, Zapata P (2020) Odonata assemblages as indicators of stream condition – a test from northern Argentina. *North West J Zool* 16:117–124
- Šigutová H, Šipoš J, Dolný A (2019) A novel approach involving the use of Odonata as indicators of tropical forest degradation: When family matters. *Ecol Indic* 104:229–236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.001>
- Silva D de paiva, De Marco P, Resende DC (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecol Indic* 10:744–752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.004>
- Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Trans Am Geophys Union* 38:913–920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>
- Tollefson J (2019) One million species face extinction. *Nature* 71. <https://media.nature.com/original/magazine-assets/d41586-019-01448-4/d41586-019-01448-4.pdf>
- Tuomisto H (2010) A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33:23–45. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06148.x>
- Valente-Neto F, De Oliveira Roque F, Rodrigues M, et al (2016) Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecol Indic* 61:952–959. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.052>
- Valente-Neto F, Rodrigues ME, Roque F de O (2018) Selecting indicators based on biodiversity surrogacy and environmental response in a riverine network: Bringing operationality to biomonitoring. *Ecol Indic* 94:198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.066>
- Venables W, Ripley, B (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Vorster C, Samways MJ, Simaika JP, et al (2020) Development of a new continental-scale index for freshwater assessment based on dragonfly assemblages. *Ecol Indic* 109:. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105819>
- Warwick RM, Clarke KR, Suharsono (1990) A statistical analysis of coral community responses to the 1982–83 El Niño in the Thousand Islands, Indonesia. *Coral Reefs* 8:171–179. <https://doi.org/10.1007/BF00265008>
- Whittaker ARH, Whittaker RH (1972) *Evolution and Measurement of Species Diversity* Published by: International Association for Plant Taxonomy (IAPT) Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1218190> . extend access to *Taxon* . EVOLUTION AND MEASUREMENT OF SPECIES DIVERSITY ". *Taxon* 21:213–251
- Wickham H (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York,.
- Zeileis A, Hothorn T (2002). Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2(3), 7–10. URL <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>

Zeileis A, Kleiber C, Jackman S, (2008). Regression Models for Count Data in R. J. Stat. Softw. 27(8).  
<http://www.jstatsoft.org/v27/i08/>



# Capítulo 3 La fragmentación del paisaje y la diversidad de especies de *Zygoptera* (Odonata)

María de Lourdes Gómez-Tolosa, Gustavo Rivera-Velázquez, Tamara Mila Rioja-Paradela y Arturo Carrillo Reyes

## 1. Introducción

### 1.1. La ecología del paisaje

De acuerdo con Crespo (2020), el paisaje se describe como un sistema socio-ambiental y con dimensión territorial; en el que se integran diversos elementos, procesos y factores como culturales, ecológicos, ambientales, económicos y sociales.

Dentro de este concepto de paisaje, de acuerdo con Arroyo-Rodríguez y colaboradores (2017, p.43) la ecología del paisaje es: “el estudio de la variación en la heterogeneidad espacial del paisaje a través de varias escalas, y se preocupa por entender las causas y consecuencias biofísicas y sociales de dicha heterogeneidad”.

Por otra parte, la ecología del paisaje presenta varios elementos entre los que destacan:

a) La escala, que se refiere a la dimensión física de un objeto o proceso en el espacio (Turner, 2015) en la que se visualizan las condiciones del ambiente y la interacción con los organismos que habitan en un tiempo y espacio (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

b) La matriz, que se refiere al espacio de la cobertura predominante (>50%) que presenta mayor conectividad, en el que interactúan diversos procesos y funciones (Forman y Godron, 1981).

c) Los fragmentos, que se refiere a las extensiones de áreas y tipos de coberturas de diferente dimensión que rodean a la matriz (Forman y Godron, 1981).

La ecología del paisaje también presenta varios atributos como:

a) La heterogeneidad espacial, que se define como la variación ambiental de los paisajes, visualmente se observan mosaicos ambientales, los cuales influyen en el establecimiento, desarrollo y supervivencia de los organismos, de tal forma que ésta variación puede impactar en los patrones de distribución y abundancia de las especies (Turner, 2015).

b) La fragmentación, se entiende como la ruptura del continuo natural en espacios de unidades más pequeñas y aisladas (Fisher y Lindenmayer, 2007; Geneletti, 2004).

c) La conectividad, se refiere al grado en el que los elementos del paisaje, a nivel del territorio, facilitan el desplazamiento de especies (a nivel individual o flujo genético) entre diferentes fragmentos (Fisher y Lindenmayer, 2007; Geneletti, 2004).

Además, Turner (2015) señala que entender la relación entre las interacciones de los organismos con la heterogeneidad espacial de su ambiente, es clave en el estudio de la ecología del paisaje. Sin embargo, para comprender esta relación entre los organismos y el ambiente espacial en el que se desarrollan, deben integrarse otras disciplinas como la ecología de poblaciones y la biología de la conservación. Por ejemplo, actualmente la estructura espacial del paisaje se considera esencial para el estudio de aquellas teorías que involucran procesos relacionados con genes, individuos, poblaciones y comunidades (Zipkin et al., 2009; Lange et al., 2012; Battey et al., 2020).

## 1.2. La ecología del paisaje y los bosques neotropicales

A través del tiempo, los ecólogos han abordado diferentes formas para evaluar los elementos y atributos del paisaje. Por esta razón surgieron diversas teorías, como la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967), que se basa en los patrones de ocupación de las especies, de tal forma que se visualizan patrones de extinción y colonización de especies que dependen de su cercanía o no al continente así como del tamaño de la isla. Sin embargo, esta teoría tiene limitantes debido a que no considera las interacciones tróficas entre los diversos organismos, la capacidad que tienen los organismos de explotar sus recursos (Herrera, 2011), y los mecanismos de adaptación. Dos años después, inspirada en la teoría de biogeografía de islas (Fahrig, 2017), y aplicada en los paisajes terrestres fragmentados, surge la teoría de Metapoblaciones propuesta por Levins (1969). El término es empleado para describir poblaciones compuestas a su vez por conjuntos de sub-poblaciones, que funcionan como una gran población fragmentada, que dependen de la conectividad del paisaje y el intercambio entre individuos espacialmente separados (Hanski, 1999). Con base en esta teoría se desarrollaron modelos de simulación para la conservación de especies amenazadas y evitar así su extinción (Rojas-Castro y Araya-Crisóstomo, 2019).

Es importante señalar que, para documentar las extinciones locales de las especies, se requiere comparar la composición y diversidad de especies de un sitio antes, durante y después del proceso de fragmentación; por lo tanto, el contexto histórico es importante. Sin embargo, en el Neotrópico son escasos los inventarios históricos (Renjifo, 1999), así como también los estudios que integren diferentes longitudes y escalas, y que sean comparables (Arroyo- Rodríguez et al., 2017).

Por otra parte, los bosques neotropicales en América Latina están sujetos a presiones y procesos que actúan en direcciones contrastantes. Por un lado, generan y mantienen una diversidad biológica única, resultado de procesos ecológicos y evolutivos complejos, que ocurrieron durante la historia reciente (Kattan, 2004). En el sentido opuesto, la deforestación avanza a ritmos enormes, destruyendo la riqueza biológica antes de que sea registrada. Entre 1990 y 2015, la superficie forestal de la región perdió 96.9 millones de hectáreas (FAO, 2020). Por lo tanto, es indispensable incrementar los estudios relacionados con la ecología del paisaje (entre otras disciplinas), que proporcionen información valiosa

sobre los efectos que produce tanto la pérdida de cobertura arbórea como su fragmentación, y su impacto a corto, mediano y largo plazo en la diversidad biológica local y regional.

En la región Neotropical se están desarrollando diversos estudios con estos enfoques, como el trabajo de Melito y colaboradores (2021) realizado en Brasil y México. Los autores mencionan la importancia de prevenir la pérdida de bosques y resaltan que el aumento de la cobertura forestal, a escala de paisaje, contribuye a la preservación de la biomasa aérea y las reservas de carbono en paisajes impactados por las actividades humanas.

Otro estudio a nivel genético, realizado por Marques-Silva y colaboradores (2021), demostró que la fragmentación del paisaje tiene un impacto negativo. En poblaciones de cuatro especies de murciélagos frugívoros la evidencia genética sugiere que podrían estar disminuyendo demográficamente. Estudios previos en el este de la Amazonia, señalaron que la deforestación y la introducción de ganado son las dos amenazas principales para los murciélagos (Ripple et al. 2017; Benitez-Lopez et al. 2019); pero también que los cambios del paisaje pueden tener impactos fisiológicos negativos en otros vertebrados como las aves (Hernández-Palma y Stouffer 2018). En concordancia, un estudio realizado durante un período de 17 años en Panamá mostró que los bosques primarios tienen un efecto positivo en la ocurrencia y estabilidad en determinadas poblaciones de aves (Campos-Cerqueira et al., 2021). Como consecuencia de estos cambios a nivel de la fragmentación del paisaje, se infiere que el tamaño de las poblaciones tanto de mamíferos voladores como de aves disminuirán.

### 1.3. La fragmentación *per se*, el paisaje y la diversidad de especies

En la región Neotropical se han realizado estudios de ecología del paisaje y su relación con la diversidad de especies. En este sentido, la fragmentación es un proceso que involucra la segregación de un hábitat específico en varios pedazos o fragmentos y la disminución en la cantidad del hábitat disponible (Fahrig 2013, 2017). De acuerdo con McGarigal y colaboradores (2012), los patrones espaciales del paisaje se pueden medir a tres niveles: fragmentos, clases y paisaje. Wang y colaboradores (2014) mencionan que los análisis de los patrones espaciales con una sola clase resultan ser muy efectivos para estudios de la conservación de las especies, así como también en la dinámica de las poblaciones, porque reflejan altas correlaciones con diversos procesos ecológicos.

Actualmente existe un fuerte debate entre si la fragmentación *per se* tiene efecto en la diversidad de especies o es más importante la pérdida de disponibilidad de hábitat. De acuerdo con la revisión realizada por Fahrig (2017), la fragmentación *per se* hace poca diferencia y lo que tiene más importancia es la cantidad del hábitat disponible e incluso propone la hipótesis de la cantidad del hábitat (Fahrig, 2013). Por ejemplo, diversos estudios, con relación a la cantidad del hábitat, mostraron cuatro efectos que causan impactos negativos sobre la biodiversidad: i) una menor extensión y variedad de hábitats disponibles para las especies nativas, ii) fragmentación en unidades más pequeñas

(poblaciones subdivididas), iii) reducción progresiva del tamaño de estas coberturas y iv) fragmentos que están aislados dentro de una matriz hostil para las especies originarias (Fahrig, 2003).

Por el contrario, Hanski (2015), y Fletcher et al. (2018) señalan que la fragmentación del hábitat *per se* tiene efecto negativo sobre los ensambles de especies. Por su parte, Wang y colaboradores (2014) analizaron qué métricas son las más importantes para evaluar la fragmentación del paisaje. Los autores mencionan que los índices que cuantifican fragmentación deben cumplir con al menos dos condiciones: 1) discriminar entre paisajes cuando los niveles de agregación espacial son diferentes y 2) ser independientes de la abundancia del hábitat, especialmente cuando la abundancia es baja. Y en consecuencia los efectos de la abundancia del hábitat están separados de los efectos de la fragmentación.

Independientemente de la cantidad (Fahrig, 2013) o la fragmentación del hábitat (Fletcher et al., 2018), se reconoce que ambos tienen efectos en la diversidad de especies, tanto en ambientes terrestres como acuáticos. Por ejemplo, en sistemas terrestres los cambios en la matriz original generan un proceso de aislamiento poblacional, que tiene efectos negativos, en la diversidad de especies de murciélagos (Lira, 2019; Brändel, 2020). Mientras que en sistemas acuáticos lóticos, al perderse la cobertura vegetal ribereña se incrementa el riesgo de la erosión, lo cual provoca un alto contenido de sedimentos, que son removidos mediante la escorrentía pluvial superficial, y que tiene como consecuencia el azolvamiento y disminución del caudal en los ríos (Saunders et al., 1991). Estos cambios alteran la estructura física y la dinámica en los ríos, y que a su vez pueden impactar en las especies que son vulnerables (Keinath et al., 2017; Núñez et al., 2019; Rezende et al., 2021). Por el contrario, también hay especies que tienen la capacidad para mantenerse y reproducirse en ambientes degradados dentro de fragmentos remanentes (Jokimäki y Huhta 1996).

De tal manera que las consecuencias de un decremento de la cantidad y la fragmentación del hábitat están directamente relacionadas con las interacciones biológicas (Wilkinson, 2018). Además, esta disminución en la biodiversidad tiene efecto en los niveles superiores de la red trófica, porque al disminuir la biodiversidad pueden aumentar las tasas de transmisión de las enfermedades infecciosas. La reducción del hábitat de algunos insectos impacta negativamente en sus tamaños poblacionales, que a su vez sirven como fuente de alimento para los niveles tróficos superiores (Núñez et al., 2019). En consecuencia, cambios a nivel del paisaje, especialmente la fragmentación (Fletcher et al., 2018) o la cantidad del hábitat (Fahrig, 2017), pueden afectar la composición y diversidad de las especies, debido a que algunos organismos necesitan cierto grado de continuidad en la cobertura del hábitat que es favorable para mantener poblaciones estables.

#### 1.4. Estudios de ecología del paisaje con Odonata

Los estudios de ecología del paisaje se han enfocado principalmente en las aves y mamíferos. Sin embargo, también se ha estudiado algunos grupos de insectos entre ellos los odonatos. Los odonatos constituyen un taxón que ha sido utilizado como indicador de la calidad ambiental, debido a que presenta especies sensibles al impacto antrópico a nivel local y como indicadores de la integridad del hábitat (Corbet, 1999; Kietzka et al., 2017; Koch et al., 2014; Silva et al., 2010; Pritchard, 2008; Simaika y Samways, 2011; Gómez-Tolosa et al., 2021). En el contexto de la ecología del paisaje, se han efectuado estudios sobre este grupo que han demostrado que la diversidad y abundancia de anisópteros tienen relación con el tipo de cobertura vegetal. Por ejemplo, el estudio realizado por Dolný et al. (2014) mostró que *Sympetrum depressiusculum* (Selys, 1841; anisóptero) evita las áreas agrícolas que están en producción; es decir, no se encontraron adultos en campos de cultivo. Otro estudio realizado por Kadoya et al. (2008), en pozas o estanques de Japón, demostró que a mayor escala espacial la diversidad era mayor en paisajes con fragmentos forestales que en aquellos sin bosque. Mientras que estudios en los trópicos confirman que la tala de zonas ribereñas de bosques, para la construcción de carreteras o la agricultura, tiene un impacto negativo en la riqueza y diversidad de las especies sensibles de zigópteros (Brasil et al., 2014; Carvalho et al., 2013; Monteiro-Júnior et al., 2013; Monteiro-Júnior et al., 2014; Oliviera-Júnior et al., 2015; Rodrigues et al., 2016). De acuerdo con Worthen y Chamlee (2020), los índices de diversidad de especies de odonatos disminuyen a medida que aumentan las tierras infértiles y los pastizales. Sin embargo, para las regiones templadas los estudios demuestran diferencias a nivel del paisaje entre los subórdenes; por ejemplo, un estudio comparativo realizado en el noreste de Hungría (llanura de Szatmári) y el noroeste de Rumania (North-Partium), mostró que la diversidad de zigópteros disminuyó con el aumento de la cobertura de macrovegetación, mientras que la diversidad de anisópteros se redujo conforme aumentó la intensidad del uso de la tierra, pero aumentó con la longitud de los cursos de agua (Nagy et al., 2019).

En México, dentro de los estudios más recientes de ecología del paisaje con odonatos está el de Cuevas-Yañez y colaboradores (2017), en donde se evaluó la riqueza de odonatos y su relación con el uso de la tierra, cobertura arbórea y huella humana. Sin embargo, este estudio no clarifica cómo el cambio de uso de la tierra, la reducción de la cobertura arbórea y la huella humana impactan en la ocurrencia y coexistencia de especies, especialmente a escala regional. Mientras que el trabajo realizado por Rocha-Ortega et al. (2019), con registros colectados de Anisoptera y Zygoptera en dos períodos de tiempo (1980-1993 y 1994-2010), evaluó la riqueza, el tamaño corporal y la respuesta de cada especie en función de la intensificación del uso de la tierra a lo largo del tiempo, a escala nacional, utilizando modelos mixtos de regresión bayesiana filogenética. Los autores del estudio concluyen que las especies de anisópteros son indicadores del uso actual de la tierra, mientras que los zigópteros muestran efectos retardados de la intensificación en el uso de la tierra.

Considerando toda la información disponible, es evidente que los cambios en el paisaje a causa de actividades antropogénicas pueden tener efectos negativos en las comunidades de odonatos (Nagy et al., 2019). Sin embargo, aun hacen falta estudios relacionados con la fragmentación del paisaje a una mayor resolución espacial. Por lo tanto, este capítulo tiene como objetivo evaluar el efecto de la fragmentación del paisaje en ensambles de especies de zigópteros.

1.5. La fragmentación del paisaje sobre la diversidad del suborden Zygoptera: Caso de estudio en la Selva Lacandona de Chiapas, México.

A fin de incorporar un estudio de caso, se examinó si la fragmentación del paisaje, tiene un efecto sobre la composición de especies de zigópteros en estadio adulto. En el área de estudio, desde la década de los 50's, las asociaciones vegetales nativas se han perdido, modificando el paisaje de la zona, debido a la conversión antropogénica; por lo que se observan distintas clases de asociaciones vegetales como áreas agrícolas, pastizales cultivados, vegetación secundaria como acahuales, fragmentos de selva alta perennifolia, caminos y carreteras, entre otros tipos de coberturas (Medellin, 1994).

En este contexto, se planteó como hipótesis de trabajo que la fragmentación del paisaje tiene un efecto sobre la diversidad de zigópteros. Es decir, se espera que a mayores niveles de fragmentación, de todas las clases o coberturas, la abundancia, riqueza y diversidad de especies de zigópteros sea menor.

## **2. Metodología**

### **2.1. Área de estudio**

El área de estudio se ubica en la Selva Lacandona de Chiapas (Figura 1); entre las coordenadas extremas 17°08' 36", 17°04' 54"N y 91°34'45", 91°40'09"O. Incluye a las Áreas Naturales Protegidas (ANP, de aquí en adelante) de Puerto Bello Metzabok (Metzabok, de aquí en adelante) y Nahá; estas ANPs están separadas en línea recta por aproximadamente 25 km, y entre ambas se encuentra diversas localidades y zonas no protegidas como la localidad denominada Ejido el Tumbo (el Tumbo, de aquí en adelante), en donde el principal uso del suelo es agrícola y ganadero. Sin embargo, ambas ANPs se conectan a través de un corredor ribereño a lo largo del río Naha y que pasa a través de el Tumbo. El área de estudio presenta clima cálido sub-húmedo (AW, según Köppen y modificado por García, 2004) con lluvias en verano y una precipitación anual de 1,862 mm, la temperatura media mensual es de 23.6 °C; la altura varía desde los 470 msnm de Puerto Bello Metzabok hasta Nahá que es de 1,100 msnm. Como forma parte de la Meseta Central-Valle Nacional de Chiapas, la topografía se describe por la presencia de sierras calcáreas mayormente plegadas y falladas, dando como resultado un paisaje con una configuración accidentada favoreciendo la formación de microhábitats que conforman la

vegetación de selva tropical como vegetación original dominante dentro de las ANP (CONANP, 2019; Rzedowski, 2006). Desde la colonización de la Selva Lacandona en la década de los 50 del siglo XX, se ha presentado un proceso permanente de cambio de uso de la tierra, una disminución continua de la cobertura forestal y, por ende, un uso indiscriminado de los recursos naturales (Medellín, 1994). Las consecuencias fueron la pérdida de fertilidad de las tierras agrícolas, la deforestación-fragmentación y la falta de alternativas de proyectos sostenibles económica y ecológicamente (Hein y Van Der Meer, 2012).

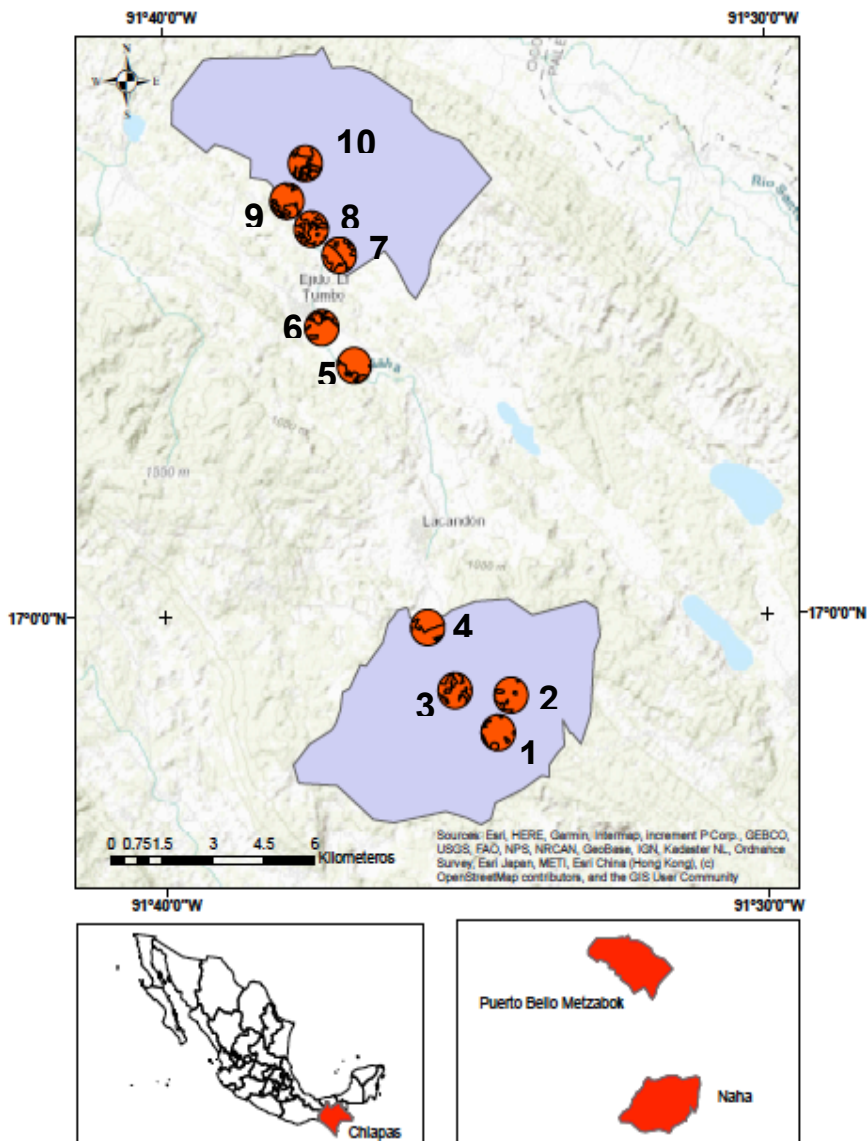


Figura 1. Área de estudio. Ubicación de las diez unidades del paisaje, ocho de ellas en las áreas naturales protegidas en Nahá y Metzabok (1,2,3,4,7,8,9 y 10, respectivamente), y dos unidades en el Tumbo (5 y 6), en la región norte de la selva Lacandona de Chiapas.

## 2.2. Colecta de Zygotera

Para analizar los efectos de la fragmentación sobre la diversidad de zigópteros. Se establecieron 10 sitios de muestreo a lo largo del río Nahá, que es el corredor ribereño, y que va desde la ANP de Nahá, pasando por el Tumbo y termina en la ANP de Metzabok (Figura 1). Los sitios de muestreo se ubicaron en función de diferentes condiciones físico-ambientales, tratando de abarcar un gradiente desde condiciones con mucha cobertura de selva alta perennifolia hasta condiciones con poca cobertura. Fueron seleccionados 10 sitios a lo largo de sistemas lóticos de las ANPs y también del río Nahá que representan diferentes condiciones ambientales. En consecuencia, se consideraron áreas que están dentro de las ANPs, áreas que tienen cierta proporción dentro de las ANP y áreas fuera de las ANPs (Figura 1; ver sección 2.4 inciso b). En cada sitio, se estableció un transecto de 150 m a lo largo del arroyo, con una franja de vegetación de 30 metros de ancho a cada lado (Ferreira-Peruquetti y Marco Junior, 2002, Brasil et al., 2017; Valente-Neto et al., 2018, Figura 2). El transecto sirvió como referencia para realizar el registro de los adultos maduros capturados en tándem (machos y hembras) o machos adultos que exhibieron comportamientos territoriales; esto con el objetivo de facilitar la identificación taxonómica y para asegurar que los especímenes muestreados fueran adultos residentes en los sitios de muestreo (Bried et al., 2015; Chovanec et al., 2015; Patten et al., 2019). Las capturas se realizaron entre las 09:30 y las 15:30 horas, mediante una red de mano entomológica y en presencia de luz solar por cada sitio. De acuerdo con Oliviera-Junior et al. (2015) y Brasil et al. (2017), el esfuerzo de muestreo debe tener un período de 60 min, como mínimo, para cada transecto dependiendo de las condiciones climáticas. El muestreo se realizó durante la temporada de lluvias (septiembre-octubre de 2018) y en la temporada seca (marzo-abril de 2019) en cada uno de los 10 sitios. Todos los individuos capturados fueron procesados de acuerdo con Ramírez (2010). La identificación en el campo y en el laboratorio se llevó a cabo utilizando claves taxonómicas (Förster 2001; Garrison et al., 2010a, 2010b). Todos los ejemplares colectados fueron comparados con el NICO (Colección Nacional de Insectos de Odonata) en el Instituto de Biología de la UNAM (Universidad Nacional Autónoma de México). Posteriormente, los especímenes fueron depositados en el museo de referencia de invertebrados de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (MZI-O). Todos los especímenes fueron recolectados bajo el permiso SGPA / DGVS / 002775/18 con número de registro 97 / K5-0096 / 03/18, y no se recolectaron especies en peligro de extinción o amenazadas, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 y la lista roja (IUCN de aquí en adelante, 2018). El análisis de rarefacción por cobertura de la muestra para Zygotera, se realizó mediante el procedimiento de Chao y Jost (2012) empleando el programa iNEXT (Hsieh, Ma y Chao, 2016; disponible en: [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software download/inext-online/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software%20download/inext-online/)), mediante en R versión 4.0.0 (R Core Team, 2020) usando la interfase RStudio versión 1.1.463 (RStudio Team, 2020). Los análisis



se realizaron con 50 aleatorizaciones y extrapolando al doble del número de individuos de la comunidad con la menor cobertura de muestra (Chao y Jost,2012).

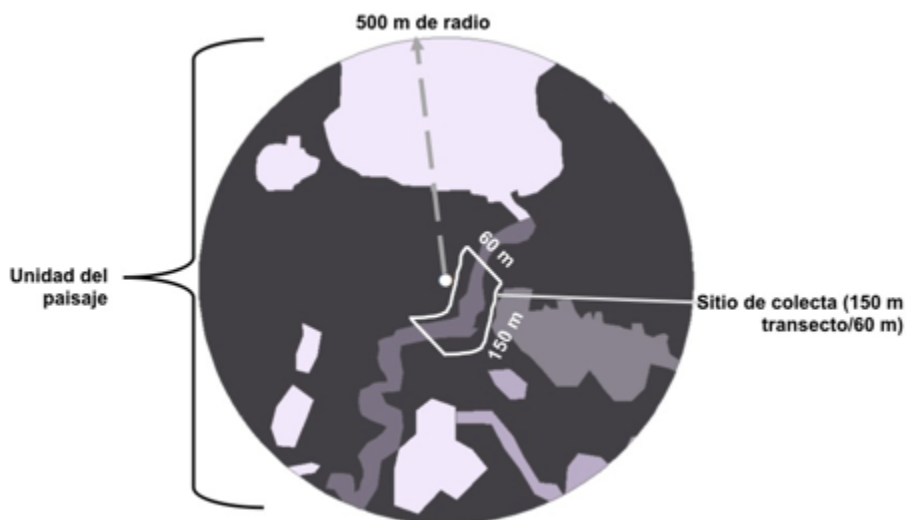


Figura 2. Ejemplo de una localidad de colecta ubicando un transecto de 150 a lo largo del arroyo, con una franja de vegetación de 30 metros de ancho a cada lado; alrededor del punto central del sitio de colecta se establecieron unidades del paisaje con un área buffer de 785,400 m<sup>2</sup>.

### 2.3. Riqueza y diversidad de zigópteros

Debido a que la mayoría de los índices de diversidad tradicionales priorizan la riqueza o la uniformidad (Tuomisto, 2010) y no miden ambos componentes de la diversidad simultáneamente, se necesita una medida estadística compuesta (Guisande et al., 2017). Para evitar este sesgo, utilizamos los perfiles de diversidad beta (Di Battista et al., 2017) como medida de diversidad funcional integrada. Di Battista et al. (2017) propusieron tres medidas funcionales (la primera y segunda derivadas, el radio de curvatura o la longitud de la curvatura), que proporcionan una medida escalar de diversidad para cada comunidad, conocida como el área bajo la curva del perfil Beta de diversidad (Área, de aquí en adelante). El análisis se realizó utilizando el paquete BioFTF, en R versión 4.0.0 (R Core Team, 2020) usando la interfase RStudio versión 1.1.463 (RStudio Team, 2020), y se obtuvo la riqueza y la diversidad de especies (Di Batista et al., 2017) para Zygoptera (ver apéndice 1).

### 2.4. Fragmentación del paisaje

Los atributos del paisaje se analizaron de la siguiente manera:

a) Caracterización del paisaje a través de imágenes de satélite. El área de estudio forma parte de la región hidrológica 30 (RH30) denominada Grijalva-Usumacinta. Con base en el simulador del flujo de la red hídrica (INEGI-SIALT, 2018), se descargó la delimitación de la subcuenca río Lacantún, así

como también la subcuenca a través de sistemas de información geográfica en el software ArcGIS 10.6. (ESRI, 2011). Se obtuvieron imágenes satelitales Sentinel 2B (S2B\_MSIL1C, 10 m x 10 m de píxel, 0.0042 % de nubes) del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés, 2017). Posteriormente, se realizó una fotointerpretación de las coberturas del área de estudio abarcando 1 km de ancho a cada lado de los sitios de muestreo, a partir de imágenes Sentinel 2B. Se definieron seis clases de coberturas: i) cuerpos de agua, se refiere a pozas o estanques y corrientes de agua, ii) caminos, vías comunicación por donde transitan habitualmente los vehículos de transporte, iii) asentamientos humanos, sitios específicos donde se establecen viviendas o construcciones habitables, iv) pastizal cultivado, es una cobertura en donde predomina la vegetación herbácea, producto de la intervención humana con fines de crianza de ganado, siembra o recreación, v) selva, es la cobertura de vegetación que se encuentra en estado de equilibrio dinámico con el clima y no ha sido alterada por las actividades humanas o por perturbaciones naturales recientes, se caracteriza por presentar árboles entre 20 a 35 m de alto, y vi) vegetación secundaria, es aquel tipo de cobertura vegetal que se desarrolla después de un disturbio natural o humano, proceso de la sucesión secundaria tras pasar por diversos estados sucesionales. Para tener un mayor grado de certeza sobre las clasificaciones de las distintas coberturas obtenidas, se realizó la visita a los puntos clasificados, para confirmar el tipo de cobertura determinado en la fotointerpretación. Como resultado se obtuvo una capa (shape file) con los seis tipos de cobertura para la zona de estudio.

b) Unidades del paisaje. Mediante el software ArcGIS 10.6, en cada sitio de muestreo (transecto de 150 m) se estableció una unidad del paisaje abarcando un área buffer de 785,400 m<sup>2</sup> (Figura 2). El tamaño del área buffer se eligió considerando que se ha estimado que las hembras adultas de Zygoptera tienen distancias de dispersión  $\leq 500$  m (Keller y Holderegger, 2013); por lo tanto, la distancia de 500 m se consideró como el radio para calcular el área del ámbito hogareño de las comunidades de zigópteros, en donde satisfacen sus requerimientos biológicos, caracterizados por la presencia de corrientes de agua con abundante vegetación riparia y que determinan las restricciones ecofisiológicas de cada especie. También, en ésta área se pueden considerar residentes a los machos debido a que la mayoría de las especie de estudio muestran un comportamiento territorial (Corbet, 1999; Keller y Holderegger, 2013; De Marco et al., 2015). Además, se consideraron áreas buffer dentro de las ANP, como los sitios uno, dos, tres y 10, áreas con cierta proporción dentro de las ANPs, como los sitios cuatro (55.80%), siete (79.88%), ocho (41.33%) y nueve (78.07%), finalmente áreas fuera de las ANP, los sitios cinco y seis. Como resultado se obtuvo una capa de las 10 unidades de paisaje (Figura 1).

c) Generación de las capas de coberturas dentro de cada unidad de paisaje.

Con base en las capas de cobertura (a) y unidades de paisaje (b), se realizó el geo-proceso (geoprocessing) de corte (clip) en ArcGIS 10.6, que permitió obtener los tipos de cobertura al interior de cada unidad del paisaje. Posteriormente, se separó cada unidad de paisaje para analizarse como áreas independientes. Como resultado se obtuvieron 10 unidades del paisaje, con sus atributos asociados (tipo de cobertura). Estas clases o coberturas se utilizaron para el siguiente análisis (Tabla 1).

Tabla 1.- Descripción de las características por cada unidad del paisaje, con sus coberturas asociadas (cuerpos de agua, caminos, pastizal cultivado, asentamientos humanos, selva y vegetación secundaria) en metros cuadrados. Las franjas en color gris significan que no hay ese tipo de cobertura en la unidad del paisaje.

Unidad de paisaje	Tipo de cobertura (m <sup>2</sup> )					
	Cuerpos de agua	Camino	Pastizal cultivado	Asentamientos humanos	Selva	Vegetación secundaria
1	46352.02	10588.53	35023.35	7779.07	673575.93	11893.94
2			101579.35		683790.6	
3	52628.57	6460.44	84833.42	45855.27	595601.94	
4	5934.32	5736.71	388432.01		385281.32	
5		13738.1	560640.8	31546.49		179476.94
6			572491.03			212905.86
7			300494.98		320258.26	164646.14
8	9785.35		214484.17		478634.46	82500.09
9	25987.83	17681.18	166970.78		546999.94	27768.38
10	209603.55		14711.94	45110.45	515979.14	
n	6	5	10	4	8	6

d) Caracterización de fragmentación del paisaje

- 1) Para analizar el efecto de la fragmentación, a escala del paisaje se seleccionaron 19 métricas de fragmentación con base a la literatura de insectos voladores (Dolný et al., 2014; Renner et al., 2018; Su et al., 2015). El análisis se llevó a cabo a escala del paisaje (Gallé et al., 2020). Y las métricas utilizadas fueron: AI (Índice de agregación), NP (Número de fragmento), PR (Diferentes tipos de fragmentos) LSI (Índice de la forma del fragmento, LPI (índice del fragmento más grande), COHESION (Índice de Cohesión), MESH (índice de tamaño efectivo de la malla), CONTAG (índice de Contagio), SPLIT (índice de división), PROX\_MN (Índice de proximidad media), PROX\_AM (Índice de proximidad del área media ponderada), ENN\_MN (Distancia euclidiana al vecino más cercano), IJI (Índice de Intersección y yuxtaposición), CONNECT (Índice de Conectividad), SHAPE\_AM (índice de la forma media

ponderada), TA (Área total del paisaje), AREA\_AM (Área del fragmento medio ponderado), SHDI (índice de Diversidad de Shannon) y SIDI (Índice de diversidad de Simpson).

- 2) Una vez procesadas y generadas las seis clases de cobertura para cada una de las 10 unidades del paisaje (c), se importaron los raster en formato tif, para cada unidad del paisaje del software ArcGis 10.6 y utilizando Fragstast versión 4.2.1. (McGarigal et al., 2012) y se generaron los resultados para cada una de las métricas de la fragmentación del paisaje. Posteriormente se realizó un análisis de correlación de Pearson en R versión 4.0.0 (R Core Team, 2020) usando la interfase RStudio versión 1.1.463 (RStudio Team, 2020) con todas las métricas de la fragmentación obtenidas, para eliminar aquellas que dieran la misma información al estar altamente correlacionadas. Se eliminaron las métricas que se correlacionaron con un valor de  $p < 0.05$  (Zar, 1999; ver figura 3).

### 2.5. La fragmentación del paisaje sobre Zygoptera

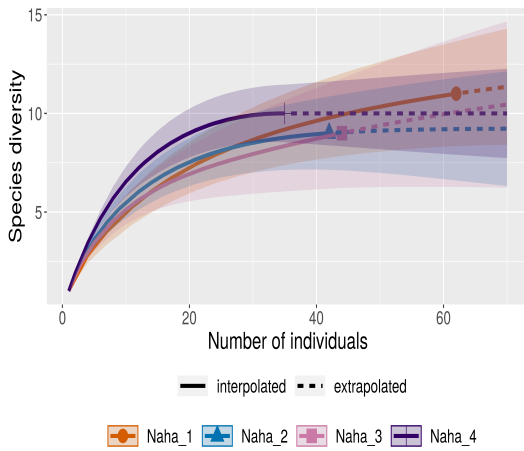
Para evaluar el efecto de la fragmentación del paisaje sobre el ensamble de zigópteros se realizó un análisis de Modelos Lineales Generalizados (GLM, de aquí en adelante). Se utilizaron como variables predictoras o independientes a las métricas de la fragmentación del paisaje y se analizaron todas las unidades de paisaje, para contrastarlas con las variables dependientes de abundancia, riqueza y diversidad de zigópteros. Se realizó el análisis en R versión 4.0.0 (R Core Team, 2020) usando la interfase RStudio versión 1.1.463 (RStudio Team, 2020). Previo al análisis GLM, se determinó el tipo de distribución de los datos de las variables de respuesta, empleando los paquetes `fitdistrplus` (Delignette-Muller y Dutang, 2015), `AER` (Kleiber y Zeileis, 2008), `ggplot2` (Wickham, 2016), `MASS` (Venables y Ripley, 2002) y `pscl` (Zeileis et al., 2008). Los resultados del análisis mostraron que los datos de diversidad tienen distribución tipo Gauss (normal). Mientras que, para la abundancia y riqueza de especies la distribución fue de tipo Poisson. El tipo de distribución de los datos se declaró posteriormente en los modelos utilizados. Para el análisis a escala de paisaje, los scripts para cada conjunto de datos de especies (abundancia, riqueza y diversidad) y las cuatro métricas de la fragmentación del paisaje (AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN) se presentan en el apéndice 4.

## 3. Resultados

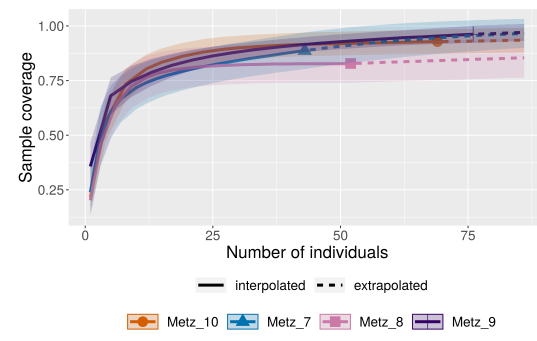
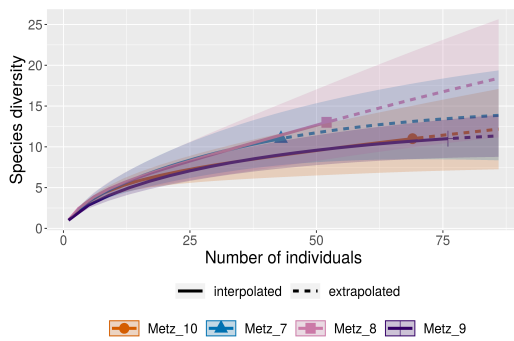
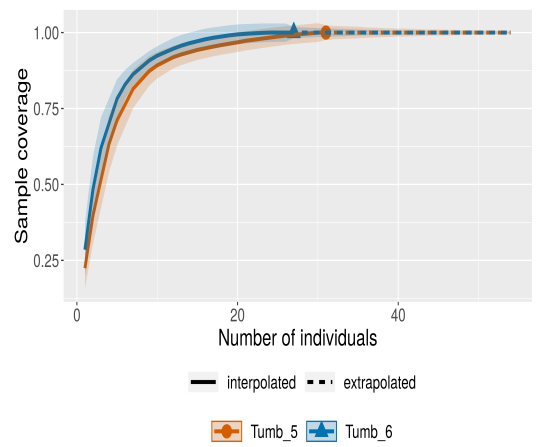
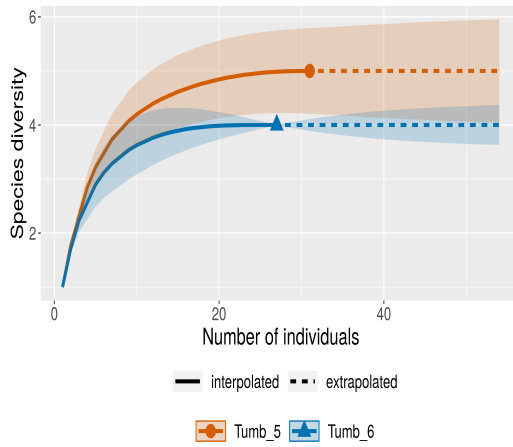
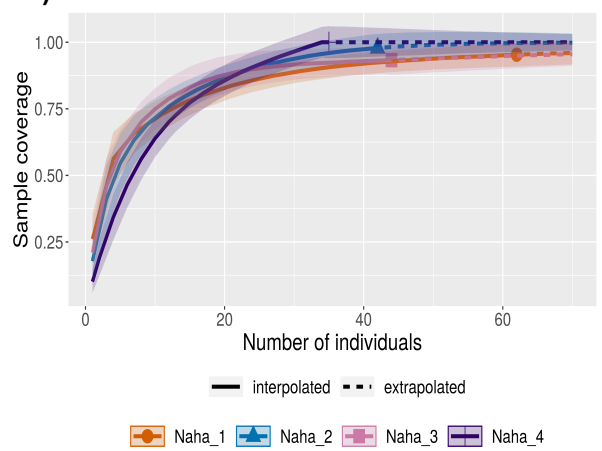
### 3.1. Representatividad del muestreo

El análisis de rarefacción para Zygoptera, mostró que la riqueza de especies estimada con los números de Hill y las especies observadas son similares (Figura 3a, b y c; Tabla 2).

a)



b)



c)

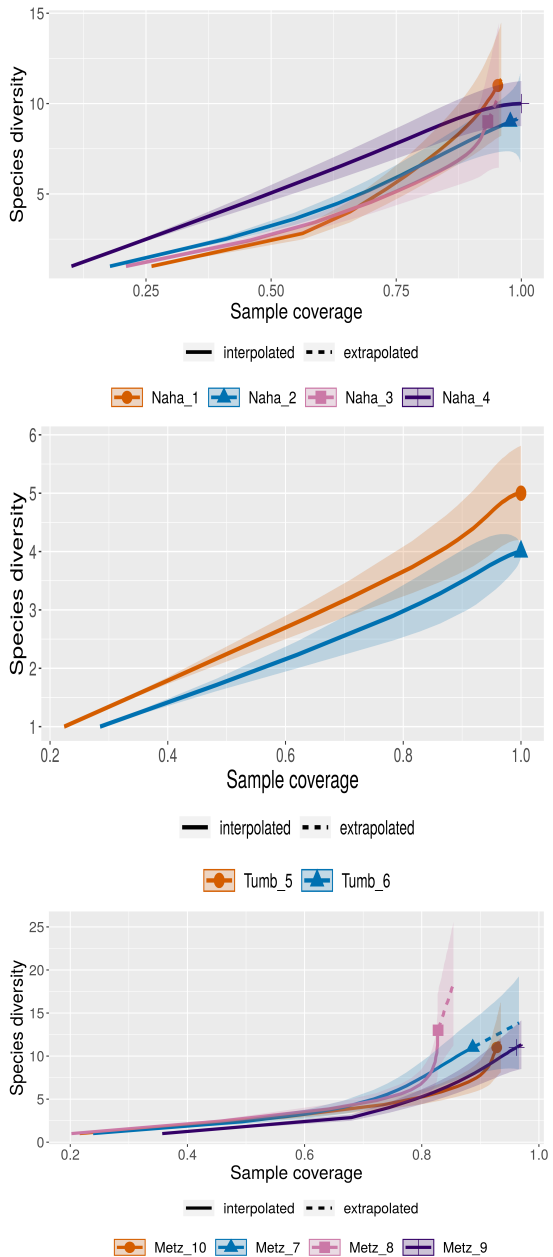


Figura 3. Análisis de rarefacción y extrapolación de la diversidad de especies (números de Hill) de Zygoptera; a) Número de individuos y la diversidad de especies en todas las unidades del paisaje; b) Número de individuos y cobertura de la muestra en todas las unidades del paisaje; c) Cobertura de la muestra y la diversidad de especies en todas las unidades del paisaje. Las gráficas del inciso (a) muestran las estimaciones de riqueza de especies. Las gráficas del inciso (b) corresponden a la representatividad del muestreo. Las gráficas del inciso (c) estiman la diversidad de cada unidad del paisaje para las especies de zigopteros registrados en este trabajo.

### 3.2. Diversidad, Riqueza y Abundancia de Zigópteros

Se registraron un total de 480 individuos adultos, correspondientes a 27 especies, pertenecientes a cinco familias diferentes: Calopterygidae, Coenagrionidae, Lestidae, Heteragrionidae y Polythoridae (apéndice 2). Se registró que el 56% corresponden al género *Hetaerina*, y las especies más abundantes fueron *Hetaerina occisa* (132 individuos) y *H. titia* (52 individuos), mientras que un 32% de los individuos colectados corresponden al género *Argia*, de los cuales la especie más abundante fue *Argia oculata* (92 individuos). No se encontraron especies que estén en peligro de extinción o amenazadas de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 y el IUCN, 2018.

Tabla 2. Riqueza observada de zigópteros por unidad del paisaje, comparada con la extrapolación de los números de Hill.

Unidad del paisaje	Riqueza Observada	Números de Hill (q=0)
1	10	10.58
2	8	9.16
3	8	9.62
4	9	10
5	4	5
6	3	4
7	10	12.08
8	12	13.34
9	10	9.86
10	10	9.86

### 3.3. Caracterización de las métricas de la fragmentación

Los resultados de la fragmentación empleadas en insectos voladores y odonatos, se describen a continuación y en el apéndice 3.

Las métricas de la fragmentación del paisaje resultantes que no están correlacionadas fueron: AI (Índice de agregación), CONNECT (índice de Conectividad), CONTAG (índice de Contagio) y PROX\_MN (Índice de proximidad media) figura 3.

#### 3.4 Modelos Lineales Generalizados

##### 3.4.1. Resultado del análisis de paisaje

###### 3.4.2.1. Abundancia de zigópteros

Los resultados del GLM no mostraron una relación entre las métricas de la fragmentación del paisaje (AI:  $R^2 = -6.807$ , Error Std = 12.460,  $p = 0.609$ ; CONNECT:  $R^2 = -0.518$ , Error Std = 0.320;  $p =$

0.166; CONTAG:  $R^2= 0.296$ , Error Std= 0.547  $p= 0.611$ ; y PROX\_MN:  $R^2= -0.018$ , Error Std= 0.019,  $p= 0.400$ ); con un valor de AIC= 87.983, para el modelo completo (ver Tabla 3). Esto indica que no hay una relación entre la abundancia de zigópteros con los fragmentos (que integran a todas las coberturas) que tan cercanos o separados están dentro del área buffer 785,400 m<sup>2</sup>.

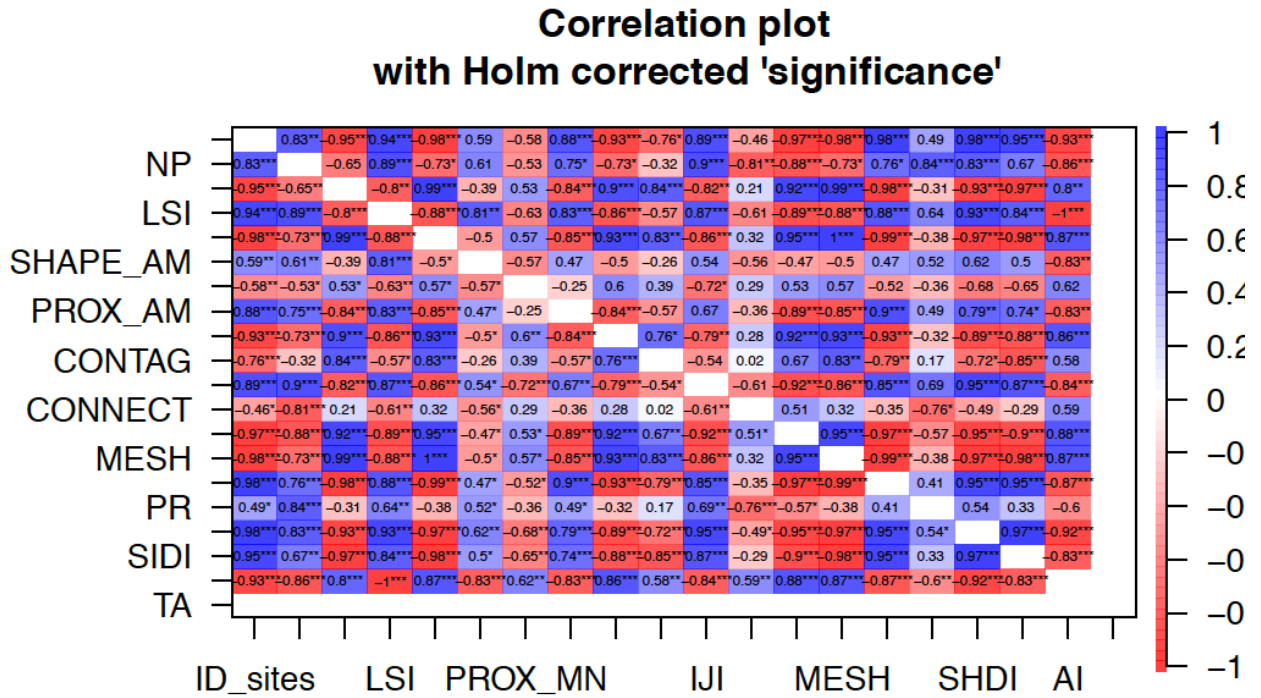


Fig. 3. Análisis de correlación de Pearson. La matriz de correlaciones demostró las métricas del paisaje que no están correlacionadas: AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN con un valor de  $p > 0.05$ . Color azul, indica una relación positiva, color en rojo indica una relación negativa. Un color más intenso indica mayor correlación y un color con menor intensidad indica menor correlación. Las variables están en orden con base en la tabla de resultados del apéndice 3.

\*= $p < 0.05$ , \*\*= $p < 0.01$ , \*\*\*= $p < 0.001$ .

### 3.4.2.2. Riqueza de especies de zigópteros

Los resultados del GLM no mostraron una relación entre las métricas de la fragmentación del paisaje (AI:  $R^2= -0.087$ , Error Std = 0.278,  $p= 0.753$ ; CONNECT:  $R^2= -0.010$ , Error Std = 0.007,  $p= 0.158$ ; CONTAG:  $R^2= 0.001$ , Error Std= 0.012,  $p= 0.900$ ; y PROX\_MN:  $R^2= -0.0005$ , Error Std= 0.0004,  $p= 0.250$  y con un valor de AIC= 54.820, para el modelo completo (ver Tabla 3). Esto indica que no hay una relación entre la riqueza de zigópteros con los fragmentos (que integran a todas las coberturas) que tan cercanos o separados están dentro del área buffer 785,400 m<sup>2</sup>.



### 3.4.2.3. Diversidad (Área) de zigópteros

Los resultados del GLM no mostraron una relación entre las métricas de la fragmentación del paisaje (AI:  $R^2= 0.076$ , Error Std = 0.977,  $p= 0.941$ ; CONNECT:  $R^2= -0.024$ , Error Std = 0.025,  $p= 0.375$ ; CONTAG:  $R^2= 0.007$ , Error Std= 0.042,  $p= 0.869$ ; y PROX\_MN:  $R^2= -0.001$ , Error Std= 0.001,  $p= 0.430$  y con un valor de AIC= 37.060, para el modelo completo (ver Tabla 3). Esto indica que no hay una relación entre la diversidad de zigópteros con los fragmentos (que integran a todas las coberturas) que tan cercanos o separados están dentro del área buffer 785,400 m<sup>2</sup>.

Tabla 3. Resultados de los GLM para la abundancia, riqueza y diversidad (área) de especies de Zygotera en relación a las métricas de fragmentación del paisaje (AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN). Los valores más bajos de  $p$  y de AIC indican el modelo que tiene mejor ajuste, es decir, el modelo de la variable de paisaje que explica mejor la abundancia, riqueza o diversidad de los zigópteros.

	Distribución	Coefficientes	Estimador	Error estándar	$p$	AIC
Abundancia	Poisson	AI	-6.807	12.46	0.609	87.983
		CONNECT	-0.518	0.320	0.166	
		CONTAG	0.296	0.547	0.611	
		PROX_MN	-0.018	0.019	0.40	
Riqueza	Poisson	AI	-0.087	0.278	0.753	54.82
		CONNECT	-0.01	0.007	0.158	
		CONTAG	0.001	0.012	0.90	
		PROX_MN	-0.0005	0.0004	0.25	
Diversidad (Área)	Gaussian	AI	0.0765	0.977	0.941	37.06
		CONNECT	-0.024	0.025	0.375	
		CONTAG	0.007	0.042	0.869	
		PROX_MN	-0.001	0.001	0.43	

## 4. Discusión

Con base en el listado de especies de Odonata para el estado de Chiapas (González-Soriano y Paulson, 2011), se han reportado 35 especies en el municipio de Ocosingo. En este municipio se localiza el área de estudio, y se registraron 27 especies, sólo para el suborden Zygotera. Es decir, que en el muestreo faltaron ocho especies por capturar para que sea el 100% de las especies esperadas para esta zona. De acuerdo con el análisis de rarefacción, el modelo iNEXT mostró que el muestreo fue representativo con relación a la estimación de los números de Hill. En promedio para los 10 sitios se

alcanzó a registrar el 88.5% de la especies de zigópteros que pueden estar en la zona de estudio. El sitio 6, con solo tres de cuatro especies registradas, tuvo una representatividad de especies del 75%. Mientras que los sitios nueve y 10 tuvieron el 100%. Lo que sugiere que el muestreo si representa a las especies en cada una de las unidades de paisaje.

Con relación al listado de especies generado por Soriano y Paulson (2011), en este trabajo no se encontraron las siguientes cuatro especies de zigópteros reportadas previamente en el área de estudio (Ocosingo): *Hetaerina americana*, *Argia frequentula*, *Leptobasis vacillans* y *Telebasis collopistes*. Sin embargo, se registraron las siguientes especies que no habían sido reportadas para la Selva Lacandona: *Neoneura amelia* (Ocozocuatla y Tapachula), *Argia oenea* (Arriaga, Ocozocuatla, Pijijiapan, Ángel Albino Corzo y Tapachula), *A. pipila* (La Concordia y Tapachula), *Enacantha caribbea* (Ixhuitán), *Enallagma novaehispaniae* (Arriaga, Tuxtla Gutiérrez, Escuintla, Tapachula, Huixtla y Tonalá), *Neoerythromma cultellatum* (Tapachula) y *Progomphus pygmaeus* (Cintalapa). Por lo tanto, es necesario continuar con los estudios en esta zona para determinar si las especies ausente, no fueron registrados por el esfuerzo de muestreo, porque no se distribuyen dentro de los tipos de hábitat presentes en la zona, factores como la altitud o por la pérdida del hábitat adecuado.

La unidad del paisaje con mayor abundancia de individuos de zigópteros fue la 10. Esta unidad se localiza dentro de la ANP de Metzabok, cerca de la desembocadura del Río Nahá en el lago principal de Metzabok, tiene una superficie del 100% dentro de la ANP. La unidad ocho presentó la mayor riqueza (12) y diversidad de especies (6.13) abarcando una proporción de 41.33% de su superficie dentro de la ANP de Metzabok, mientras que en la unidad seis, que se encuentra fuera de las ANP (0% de superficie), solamente se registraron tres especies y la menor diversidad (2.88). Estas diferencias contrastantes se pueden deber a que la unidad ocho, aunque está dentro de un ANP con el porcentaje más bajo, tiene características de moderada degradación ambiental lo que sugiere que el ensamble de los zigópteros puede tener valores altos de riqueza y diversidad asociados a sitios óptimos y subóptimos (Oliviera-Junior y Juen, 2019; Worthen y Chamlee, 2020). En comparación con la unidad seis que no presenta alguna proporción dentro del ANP y en el cual se observó alta degradación ambiental, sobre todo sin cobertura arbórea de selva. Por lo tanto, estos resultados coinciden con diversos estudios en los trópicos, los cuales señalan que la pérdida de la selva tropical, especialmente en zonas ribereñas tiene un impacto negativo sobre las especies sensibles de Zygoptera (Brasil et al., 2014; Carvalho, Pinto, Oliveira-Júnior y Juen, 2013; Monteiro-Júnior, Couceiro, Hamada y Juen, 2013; Monteiro-Júnior, Juen y Hamada, 2014; Oliviera-Júnior et al., 2015; Rodrigues et al., 2016). En este estudio, los resultados de los GLM entre la abundancia, riqueza y diversidad de zigópteros con las métricas de fragmentación del paisaje (AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN), no ejercieron un efecto en la diversidad de Zygoptera. Como se emplearon índices para analizar la fragmentación *per se*

(Fahrig, 2017), estas métricas son independientes de la abundancia de hábitats (Wang et al., 2014), especialmente cuando la abundancia es baja. Por lo tanto, es necesario realizar análisis que consideren la cantidad y el tipo de hábitat (Fahrig, 2013; Bosco et al., 2018).

Es importante mencionar que al realizar estudios regionales no es muy claro cómo el cambio de uso de suelo, la reducción en la cobertura arbórea y la huella humana impactan la ocurrencia y coocurrencia de las especies de odonatos (Cuevas-Yáñez, 2017). Por ejemplo, se ha registrado que las áreas agrícolas pueden contribuir al aumento de la riqueza de odonatos como en el caso de las granjas europeas (Ruggiero et al., 2008), pero esto no ocurre en las áreas tropicales, en donde la riqueza de especies disminuye (Hofhansl y Schneeweih, 2008).

Nuestros resultados no coincidieron con diversos estudios en los trópicos, los cuales señalan que la pérdida de la selva tropical, especialmente en zonas ribereñas tiene un impacto negativo sobre las especies sensibles de Zygoptera (Brasil et al., 2014; Carvalho, Pinto, Oliveira-Júnior y Juen, 2013; Monteiro-Júnior, Couceiro, Hamada y Juen, 2013; Monteiro-Júnior, Juen y Hamada, 2014; Oliviera-Júnior et al., 2015; Rodrigues et al., 2016). Por lo tanto, es necesario realizar otro tipo de análisis donde, además de aumentar el número de unidades del paisaje (Bosco et al., 2018), se considere un tipo de cobertura *a priori* que se relacione o represente el hábitat potencial de los odonatos; así como también emplear las métricas relacionadas a la cantidad del hábitat a diferentes escalas del paisaje (Fahrig, 2013; 2017). Además, podría ser que el hábitat está más conservado y eso genera que no hay diferencias entre cada una de las unidades del paisaje, pero también quizá se están adaptando a la fragmentación. Por lo que es muy importante considerar muestreos en diferentes períodos de tiempo, sobre todo en las zonas rivereñas, para establecer si la fragmentación de algún tipo de cobertura o clase tiene un efecto negativo en la diversidad de zigópteros. Por último es necesario también explorar especies sensibles a los cambios ambientales y son consideradas especies claves en el monitoreo ambiental (Gómez-Tolosa et al., 2021).

## **5. Conclusión**

La fragmentación del paisaje para las seis clases o coberturas de cada unidad del paisaje no tuvo un efecto sobre la abundancia, riqueza y diversidad de especies de Zygoptera, a través de éstos análisis propuestos.

Es necesario realizar estudios durante dos épocas o períodos y determinar qué tipo de cobertura se está fragmentando y contrastar con los muestreos de las especies de odonatos para esos dos períodos de tiempo.

Explorar o analizar a diferentes niveles taxonómicos de ensambles de especies de zigópteros (familia, géneros), y así obtener datos más precisos de la fragmentación sobre la diversidad de ensambles de especies de Zygoptera que pueden ser sensibles a la fragmentación del paisaje.

Conocer las relaciones entre las especies de zigópteros y además estudiar en una menor escala las características de la fragmentación del paisaje, nos ayudará a entender mejor el espacio en el que se desarrollan y contribuir a su conservación.

## 6. Apéndices

Apéndice 1. Riqueza y diversidad en el programa BioFTF. Se resumió una parte del script.

Nota: Para más detalle se anexa el análisis completo.

	Riqueza	Shannon	Simpson	Arc	Area
Comunidad <i>n.8</i>	12	2.01	0.783	11.721	6.134
Comunidad <i>n.4</i>	9	2.315	0.873	8.589	5.99
Comunidad <i>n.1</i>	10	1.886	0.727	9.802	5.498
Comunidad <i>n.10</i>	10	1.895	0.773	9.764	5.472
Comunidad <i>n.2</i>	8	2.002	0.803	7.723	5.231
Comunidad <i>n.7</i>	9	1.814	0.731	8.823	5.149
Comunidad <i>n.9</i>	10	1.632	0.634	9.945	5.061
Comunidad <i>n.3</i>	8	1.884	0.772	7.779	5.023
Comunidad <i>n.5</i>	4	1.535	0.751	3.99	3.495
Comunidad <i>n.6</i>	3	1.308	0.689	3.19	2.884

Apéndice 2. Resultados de las familias y especies de Zygoptera colectadas en las 10 unidades del paisaje.

Familia/Especies	Unidades del paisaje									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Calopterygidae										
<i>Hetaerina cruentata</i>	8	3	1	0	9	11	0	0	10	0
<i>Hetaerina infecta</i>	3	6	1	4	0	0	0	0	1	0
<i>Hetaerina occisa</i>	4	2	5	3	9	9	19	19	44	18
<i>Hetaerina pilula</i>	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0
<i>Hetaerina sempronina</i>	7	2	6	5	0	0	2	0	0	0
<i>Hetaerina titia</i>	0	0	0	6	2	4	4	11	0	25
Coenagrionidae										
<i>Acanthagrion quadratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Argia anceps</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argia cuprea</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	3	0
<i>Argia elongata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Argia gaumeri</i>	0	0	1	7	0	0	0	0	0	5
<i>Argia oculata</i>	30	15	18	2	8	0	2	9	6	2
<i>Argia oenea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argia pipila</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	2	1
<i>Argia pulla</i>	1	0	1	2	3	3	2	1	1	7
<i>Argia sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0

<i>Argia translata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Argia ulmeca</i>	0	1	0	2	0	0	1	1	0	0	0
<i>Enacantha caribbea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Enallagma novaehispaniae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neoerythroma cultellatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Neoneura amelia</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Protoneura auranriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Heteragrionidae											
<i>Heteragrion alienum</i>	2	3	5	2	0	0	9	4	4	1	1
<i>Heteragrion tricellulare</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lestidae											
<i>Lestes tikalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Polythoridae											
<i>Cora marina</i>	3	8	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Apéndice 3. Resultados en Fragstast de las 19 métricas de fragmentación del paisaje de todas las coberturas.

Unidad del paisaje	NP	LPI	LSI	AREA _AM	SHAPE _AM	PROX_ MN	PROX_ _AM	ENN_ MN	CONTAG	IJI	CONNECT	COHESION	MESH	SPLIT	PR	SHDI	SIDI	AI	TA
1	8	87.04	2.13	59.77	1.93	7.83	1.28	111.67	68.69	N/A	76.19	99.71	59.77	1.31	2.00	0.39	0.23	99.16	78.52
2	14	85.36	2.41	57.49	1.85	604.25	70.96	175.11	81.32	54.99	56.52	99.55	57.49	1.37	6.00	0.60	0.26	99.09	78.52
3	13	75.87	3.10	46.00	2.80	21.07	4.45	89.34	70.98	54.75	66.67	99.63	46.00	1.71	5.00	0.84	0.40	98.49	78.52
4	6	48.34	2.10	36.61	1.76	111.45	9.45	146.10	70.35	39.70	100.00	99.66	36.61	2.14	4.00	0.77	0.51	99.32	78.52
5	7	69.62	2.26	43.71	1.85	746.53	82.75	99.87	53.82	N/A	81.82	99.62	43.71	1.80	2.00	0.58	0.39	99.08	78.52
6	11	69.43	2.84	41.05	2.12	92.05	12.49	62.00	68.85	68.41	100.00	99.48	41.05	1.91	4.00	0.78	0.44	98.67	78.52
7	13	40.79	2.79	22.49	1.80	12.73	2.90	80.53	47.72	95.74	61.29	99.33	22.49	3.49	3.00	1.06	0.64	98.75	78.52
8	11	60.98	3.68	32.48	3.22	161.15	98.21	131.18	61.51	49.68	64.71	99.57	32.48	2.42	4.00	0.95	0.54	97.95	78.52
9	18	68.24	2.98	38.96	2.13	17.44	9.33	90.23	69.11	74.67	50.00	99.42	38.96	2.02	5.00	0.90	0.47	98.61	78.52
10	17	33.46	3.58	17.85	2.23	272.45	511.11	44.03	65.76	57.81	72.97	99.23	17.85	4.40	5.00	0.98	0.51	98.10	78.52

Apéndice 4 .Abundancia, riqueza y diversidad de Zygoptera con las métricas AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN. Se resumió una parte del script.

Nota: Para más detalle se anexa el resultado del análisis completo.

Este Script en R analiza las relaciones entre las métricas del paisaje en relación con la abundancia, riqueza y diversidad de zigópteros. Se importó la base de datos de excell y se activaron las librerías. Se consideró como variable dependiente a zigópteros (abundancia, riqueza y diversidad) y las variables predictoras a las métricas del paisaje.

#### 1. Análisis de GLM con la diversidad de zigópteros

```

## Coefficients:
##           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept) -0.979989  95.292698  -0.010  0.992
## X1PROX_MN   -0.001327   0.001564  -0.848  0.435
## X1CONTAG     0.007482   0.042945   0.174  0.869
## X1CONNECT   -0.024460   0.025096  -0.975  0.375

## X1AI         0.076599   0.977220   0.078  0.941
##
## (Dispersion parameter for gaussian family taken to be
##
## Null deviance: 9.7530 on 9 degrees of freedom
## Residual deviance: 7.1759 on 5 degrees of freedom
## AIC: 37.06

```

## 2. Análisis de GLM con la riqueza de zigópteros

```

## Coefficients:
##           Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
## (Intercept) 11.5533063 27.2185589  0.424  0.671
## X2PROX_MN   -0.0005590  0.0004936 -1.132  0.257
## X2CONTAG     0.0014442  0.0125141  0.115  0.908
## X2CONNECT   -0.0105090  0.0074348 -1.413  0.158

## X2AI        -0.0877779  0.2788405 -0.315  0.753
##
## (Dispersion parameter for poisson family taken to be 1)
##
## Null deviance: 10.0758 on 9 degrees of freedom
## Residual deviance: 5.6682 on 5 degrees of freedom
## AIC: 54.821

```

## 3. Análisis de GLM con la abundancia de zigópteros

```

## Coefficients:
##           Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
## (Intercept) 742.08464 1215.73952  0.610  0.568
## X3PROX_MN   -0.01801   0.01995  -0.903  0.408
## X3CONTAG     0.29690   0.54789   0.542  0.611
## X3CONNECT   -0.51883   0.32017  -1.620  0.166
## X3AI        -6.80752   12.46732  -0.546  0.609
##
## (Dispersion parameter for gaussian family taken to be 233.5962)
##
## Null deviance: 2424 on 9 degrees of freedom
## Residual deviance: 1168 on 5 degrees of freedom
## AIC: 87.983

```

## 7. Referencias

- Arroyo-Rodríguez V, Moreno CE, Galán-Acedo C (2017) La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Rev Mex Biodivers* 88:42–51. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>
- Batthey CJ, Ralph PL, Kern AD (2020) Space is the place: Effects of continuous spatial structure on analysis of population genetic data. *Genetics* 215:193–214. <https://doi.org/10.1534/genetics.120.303143>
- Begon, M., C.R. Townsend y J. L. Harper. (2006). *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Benítez-López A, Santini L, Schipper AM, et al (2019) Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLoS Biol* 17:1–18. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000247>
- Bosco L, Wan HY, Cushman SA, et al (2018) Separating the effects of habitat amount and fragmentation on invertebrate abundance using a multi-scale framework. *Landsc Ecol* 34:105–117. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0748-3>
- Brändel SD, Hiller T, Halczok TK, et al (2020) Consequences of fragmentation for Neotropical bats: The importance of the matrix. *Biol Conserv* 252:108792. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108792>
- Brasil LS, Batista JD, Giehl NF da S, et al (2014) Environmental integrity and damselfly species composition in Amazonian streams at the “arc of deforestation” region, Mato Grosso, Brazil. *Acta Limnol Bras* 26:278–287. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000300007>
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., de Oliveira Junior, J. M. B., Dias Silva, K., y Juen, L. (2017). Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecology and Evolution*, 7(9), 3190–3200. <http://doi.org/10.1002/ece3.2849>.
- Bried JT, Siepielski AM, Dvoretz D, et al (2015) Species residency status affects model selection and hypothesis testing in freshwater community ecology. *Freshw Biol* 61:1568–1579. <https://doi.org/10.1111/fwb.12800>
- Campos-Cerqueira M, Douglas Robinson W, Leite GA, Mitchell Aide T (2021) Bird occupancy of a neotropical forest fragment is mostly stable over 17 years but influenced by forest age. *Diversity* 13:1–15. <https://doi.org/10.3390/d13020050>
- Carvalho FG, Pinto NS, de Oliveira Júnior JMB, Juen L (2013) Efeitos da retirada da vegetação marginal sobre a comunidade de Odonata. *Acta Limnol Bras* 25:10–18



- Cuevas-Yáñez, K., Benítez, M., Rocha, M., & Córdoba-Aguilar, A. (2017). Large-scale human environmental intervention is related to a richness reduction in Mexican odonates. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(3), 664–673. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.06.008>
- Chao, A. y Jost, L. (2012). Coverage based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533–2547.
- Chovanec A, Schindler M, Waringer J, Wimmer R (2015) The dragonfly association index (Insecta: Odonata)-a tool for the type-specific assessment of lowland rivers. *River Res Appl* 31:627–638. <https://doi.org/10.1002/rra.2760>
- CONANP, 2020. Ficha técnica Nahá y Puerto Bello Metzabok. <https://simec.conanp.gob.mx/ficha.php?anp=68&reg=8>
- Colwell R K (2013) EstimateS 9.1.0 User's Guide. Connecticut: University of Connecticut. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS/>.
- Corbet, (1999). P.S. Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. Comstock Publishing Associates, Ithaca, NY (1999). 829 pp
- Crespo, J. M. (2020). Paisaje, un concepto geográfico para la educación ecosocial. *Con-Ciencia Social*(segunda época), 4, 59-72. DOI: 10.7203/con-cienciasocial.4.19423
- De Marco, P., Batista, J. D., y Cabette, H. S. R. (2015). Community assembly of adult odonates in tropical streams: An ecophysiological hypothesis. *PLoS ONE*, 10(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>.
- Di Battista T, Fortuna F, Maturo F (2017) BioFTF: An R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecol Indic* 73:726–732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.032>
- Dixon P. 2003. VEGAN, a package of R functions for community ecology. *J Veg Sci* 14:927–930. doi:10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x.
- Dolný, A., Harabiš, F., & Mižičová, H. (2014). Home range, movement, and distribution patterns of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A thousand times greater territory to protect? *PLoS ONE*, 9(7), 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100408>
- Elkie, P., R. Rempel and A. Carr (1999), Patch Analyst User's Manual, Ont. Min. Natur. Resour., Northwest Sci. & Technol., Thunder Bay, Ont. TM-002.
- ESRI (2011) ArcGIS Desktop: Release 10. Environmental Systems Research Institute, Redlands.
- Fahrig L. (2003). Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:487-515.
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40:1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>

- Fahrig L (2017) Ecological Responses to Habitat Fragmentation per Se. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 48:1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- FAO (2020). <http://www.fao.org/state-of-forests/es/>
- Ferreira-Peruquetti P, De Marco Júnior P (2002) Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Rev Bras Zool* 19:317–327. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200002>
- Fischer, J. and Lindenmayer, D.B. (2007), Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Fletcher RJ, Didham RK, Banks-Leite C, et al (2018) Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biol Conserv* 226:9–15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.022>
- Förster S (2001) The Dragonflies of Central America exclusive of Mexico and the West Indies. A guide to their identification. G. Rehfeldt, Wolfenbüttel.
- Forman RTT, Godron M (1981) Patches and Structural Components for A Landscape Ecology. *Bioscience* 31:733–740. <https://doi.org/10.2307/1308780>.
- Gallé R, Geppert C, Földesi R, et al (2020) Arthropod functional traits shaped by landscape-scale field size, local agri-environment schemes and edge effects. *Basic Appl Ecol* 48:102–111. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.09.006>
- Garrison R, von Ellenrieder N, Louton J (2010 a) Dragonflies Genera of the New World. An illustrated and annotated key to the Zygoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Garrison R, von Ellenrieder N, Louton J (2010 b) Damselfly Genera of the New World. An illustrated and annotated key to the Anisoptera. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Graham, C. H., Blake, J. G. (2001). Influence of patch- and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications*, 11(6),1709–1721. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1709:IOPALL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1709:IOPALL]2.0.CO;2)
- Geneletti, Davide. (2004). Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 5. 1-15. [10.1016/j.jag.2003.08.004](https://doi.org/10.1016/j.jag.2003.08.004).
- Gómez Rodríguez, Dustin. (2018). Estructuración de artículos científicos, capítulos de libro y libros. [10.13140/RG.2.2.32833.61280](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.32833.61280).
- Gómez-Tolosa M, Rivera-Velázquez G, Rioja-Paradela TM, et al (2021) The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region. *Environ Sci Pollut Res* 28:1381–1396. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>

- González Soriano E, Noguera F, Oñate Ocaña L (2011) A biodiversity hotspot for odonates in Mexico: The Huasteca Potosina, San Luis Potosí. *Odonatologica* 40:179–190
- Guisande C, Heine J, García-Roselló E, et al (2017) DER: An algorithm for comparing species diversity between assemblages. *Ecol Indic* 81:41–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.049>
- Hanski I (1999) Habitat Connectivity, Habitat Continuity, and Metapopulations in Dynamic Landscapes. *Oikos* 87:209. <https://doi.org/10.2307/3546736>
- Hanski I (2015) Habitat fragmentation and species richness. *J Biogeogr* 42:989–993. <https://doi.org/10.1111/jbi.12478>
- Hein L, van der Meer PJ (2012) REDD+ in the context of ecosystem management. *Curr Opin Environ Sustain* 4:604–611. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.016>
- Hernández-Palma A, Stouffer PC (2018) Matrix and area effects on the nutritional condition of understory birds in Amazonian rainforest fragments. *Perspect Ecol Conserv* 16:139–145. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.003>
- Herrera JM (2011) El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas* 20:21–34. <https://doi.org/10.7818/re.2014.20-2-3.00>
- Hofhansl, F. P., & Schneeweih, S. (2008). Banderillas: Effects of deforestation on dragonflies (Insecta, Odonata) in the Pacific lowland of Costa Rica Banderillas : Efectos de la deforestación sobre libélulas (Insecta, Odonata) en la tierra baja Pacífica en Costa Rica. *Natural and Cultural History of the Golfo Dulce Region, Costa Rica* 768 Pp., 80, 237–247.
- Hsieh, T.C., Ma, K. H. y Chao, A. (2016). iNEXT online: interpolation and extrapolation (Version 1.2.0). Recuperado el 1 de mayo de 2021, de: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software/download/inext-online/>
- INEGI-Sialt. 2018. [http://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/siatl/](http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/)
- Jokimäki, J., Huhta, E. 1996. Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73:97-113.
- Kadoya T, Suda SI, Tsubaki Y, Washitani I (2008) The sensitivity of dragonflies to landscape structure differs between life-history groups. *Landsc Ecol* 23:149–158. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9151-1>
- Kattan, G. H., P. Franco, V. Rojas y G. Morales. 2004. Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography* 31:1829-1839.

- Keinath DA, Doak DF, Hodges KE, et al (2017) A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Glob Ecol Biogeogr* 26:115–127. <https://doi.org/10.1111/geb.12509>
- Keller, D., & Holderegger, R. (2013). Damselflies use different movement strategies for short- and long-distance dispersal. *Insect Conservation and Diversity*, 6(5), 590–597. <https://doi.org/10.1111/icad.12016>
- Kietzka, G. J., Pryke, J. S., y Samways, M. J. (2017). Aerial adult dragonflies are highly sensitive to in-water conditions across an ancient landscape. *Diversity and Distributions*, 23(1), 14–26. <https://doi.org/10.1111/ddi.12493>
- Koch, K., Wagner, C., y Sahlén, G. (2014). Farmland versus forest: Comparing changes in Odonata species composition in western and eastern Sweden. *Insect Conservation and Diversity*, 7(1), 22–31. <https://doi.org/10.1111/icad.12034>
- Lange R, Diekötter T, Schiffmann LA, Wolters V, Durka W (2012) Matrix quality and habitat configuration interactively determine functional connectivity in a widespread bush cricket at a small spatial scale. *Landsc Ecol* 27:381–392
- Levins, R. (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15, 237–240.
- Lira AFA, Pordeus LM, Salomão RP, et al (2019) Effects of anthropogenic land-use on scorpions (Arachnida: Scorpiones) in Neotropical forests. *Int J Trop Insect Sci* 39:211–218. <https://doi.org/10.1007/s42690-019-00029-2>
- Nagy HB, László Z, Szabó F, et al (2019) Landscape-scale terrestrial factors are also vital in shaping Odonata assemblages of watercourses. *Sci Rep* 9:1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54628-7>
- Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L. y Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614(1), 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>.
- Núñez SF, López-Baucells A, Rocha R, et al (2019) Echolocation and Stratum Preference: Key Trait Correlates of Vulnerability of Insectivorous Bats to Tropical Forest Fragmentation. *Front Ecol Evol* 7:1–12. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00373>
- McArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- McGarigal, K., SA Cushman, and E.(2012). *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Computer software program produced by the authors at the

- University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site:  
<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Medellin RA (1994) Conservation Biology 1994 Medellín. *Conserv Biol* 8:780–799
- Melito, Melina & Arroyo-Rodríguez, Víctor & Metzger, Jean & Cazetta, Eliana & Rocha-Santos, Larissa & Melo, Felipe & Santos, Bráulio & Magnago, Luiz & Hernández-Ruedas, Manuel & Faria, Deborah & Oliveira, Alexandre. (2021). Landscape forest loss decreases aboveground biomass of Neotropical forests patches in moderately disturbed regions. *Landscape Ecology*. 10.1007/s10980-020-01166-7.
- Monteiro-Júnior C, Couceiro SRM, Hamada N, Juen L (2013) Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *Int J Odonatol* 16:135–144. <https://doi.org/10.1080/13887890.2013.764798>.
- Monteiro-Júnior CDS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: Adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48:303–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>
- Monteiro-Júnior CS, Juen L, Hamada N (2014) Effects of urbanization on stream habitats and associated adult dragonfly and damselfly communities in central Brazilian Amazonia. *Landsc Urban Plan* 127:28–40. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.006>
- Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA, et al (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40:733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Oliveira-Junior JMB, Dias-Silva K, Teodósio MA, Juen L (2019). The Response of Neotropical Dragonflies (Insecta: Odonata) to Local and Regional Abiotic Factors in Small Streams of the Amazon. *Insects*.10(12):446. doi: 10.3390/insects10120446. PMID: 31842353; PMCID: PMC6956063.
- Patten MA, Hjalmarson EA, Smith-Patten BD, Bried JT (2019) Breeding thresholds in opportunistic Odonata records. *Ecol Indic* 106:105460. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105460>
- Ramírez A (2010) Capítulo 5. Odonata. *Revista de Biología Tropical* 58: 97-136.
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a sub-Andean avifauna after longterm forest fragmentation. *Conservation Biology* 13:1124-1139.
- Renner S, Périco E, Dalzochio MS, Sahlén G (2018) Water body type and land cover shape the dragonfly communities (Odonata) in the Pampa biome, Rio Grande do Sul, Brazil. *J Insect Conserv* 22:113–125. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0042-8>

- Rezende WR, de Souza Santos LR, Franco-Belussi L, De Oliveira C (2021) Testicular morphometric changes in neotropical anurans from agroecosystems. *Environ Pollut* 271:116265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116265>.
- Ripple WJ, Wolf C, Newsome TM, et al (2017) World scientists' warning to humanity: A second notice. *Bioscience* 67:1026–1028. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix125>
- Rocha-Ortega M, Rodríguez P, Córdoba-Aguilar A (2019) Can dragonfly and damselfly communities be used as bioindicators of land use intensification? *Ecol Indic* 107:105553. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105553>
- Rodrigues, M. E., de Oliveira Roque, F., Quintero, J. M. O., de Castro Pena, J. C., de Sousa, D. C., y De Marco Junior, P. (2016). Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation*, 194, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>.
- Rojas-Castro H, Araya-Crisóstomo S (2019) Medidas de conservación ex situ: Un enfoque metapoblacional a partir del modelo clásico de Levins. *Gayana (Concepción)* 83:46–56. <https://doi.org/10.4067/s0717-65382019000100046>
- RStudio Team (2020) RStudio: Integrated Development Environment for R, (acceso 3 enero 2021).
- Rzedowski J (2006) *Vegetación de México*, Primera ed. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, México.
- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. (2008). Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *Comptes Rendus - Biologies*, 331(4), 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.01.009>
- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. (2008). Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *Comptes Rendus - Biologies*, 331(4), 298–308. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.01.009>
- Saunders, D., R. Hobbs & C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Schneider, D. C. (2001). The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, 51, 545–553.
- Servicio Geológico de Estados Unidos. USGS, U.S. Geological Survey, <https://www.usgs.gov/> (acceso 4 marzo de 2017).
- Silva, D. de paiva, De Marco, P., y Resende, D. C. (2010). Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecological Indicators*, 10(3), 744–752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.004>.

- Simaika, J. P., y Samways, M. J. (2011). Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators*, 11(2), 370–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.005>
- Schneider, D. C. (2001). The rise of the concept of scale in ecology. *BioScience*, 51, 545–553.
- Su, Z., Li, X., Zhou, W., y Ouyang, Z. (2015). Effect of landscape pattern on insect species density within urban green spaces in Beijing, China. *PloS one*, 10(3), e0119276. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119276>
- Tuomisto H (2010) A diversity of beta diversities: Straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. *Ecography* 33:23–45. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06148.x>
- Turner, M.G (2015). *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer. Pp 499.
- Valente-Neto F, Rodrigues ME, Roque F de O (2018) Selecting indicators based on biodiversity surrogacy and environmental response in a riverine network: Bringing operationality to biomonitoring. *Ecol Indic* 94:198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.066>
- Wang X, Blanchet FG, Koper N (2014) Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics. *Methods Ecol Evol* 5:634–646. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12198>
- Wilkinson DA, Marshall JC, French NP, Hayman DTS (2018) Habitat fragmentation, biodiversity loss and the risk of novel infectious disease emergence. *J R Soc Interface* 15: <https://doi.org/10.1098/rsif.2018.0403>
- Worthen WB, Chamlee MG (2020) Determinants of adult odonate community structure at several spatial scales: effects of habitat type and landscape context. *Int J Odonatol* 23:365–379. <https://doi.org/10.1080/13887890.2020.1796831>
- Zar. J. H., 1999. *Biostatistical Analysis*. 4 edición. Prentice Hall. Estados Unidos. 663 p. <http://euler.ciens.ucv.ve/pregrado/estadistica/archi->
- Zipkin EF, Dewan A, Royle JA (2009) Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *J Appl Ecol* 46:815–822
- Zulka, K. P., Abensperg-Traun, M., Milasowszky, N., Bieringer, G., Gereben-Krenn, B. A., Holzinger, W., Zechmeister, H. (2014). Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: A multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.016>

## Discusión general

Ante la crisis ambiental actual, y la velocidad de extinción de especies registrada en los últimos diez millones de años (Tofellson, 2019), es necesario realizar evaluaciones con grupos de especies que han demostrado que son sensibles a los cambios antropogénicos. Uno de estos grupos son las libélulas, por lo que se analizaron estudios publicados entre 2001 y 2018 que evalúan la relación entre los ensambles de especies de odonatos y características del ambiente en la región Neotropical. En este sentido, y con base en las 62 publicaciones de esta región, se identificaron diferentes tópicos como: i) tipos de evaluación, ii) objetivos del estudio, iii) enfoques estadísticos, iv) etapas del ciclo de vida utilizadas, v) métodos de muestreos y vi) métricas particulares. Se encontró que la salud del ecosistema es el tipo de evaluación más frecuente. Esto puede deberse a que la mayoría de los estudios realizaron evaluaciones rápidas y consideraron cambios del hábitat en cuanto a los siguientes objetivos: a) conocer la estructura y función (Fulan y Henry 2007; Altamiranda et al. 2010; Altamiranda y Ortega 2012; Fulan y dos Anjos 2015; Soares et al. 2015), b) evaluar la hidromorfología (De Marco et al. 2015; Vilela et al. 2016) y c) determinar la calidad del ambiente, que obtuvo una mayor proporción de trabajos respecto a los demás objetivos (Corbi et al. 2008; Paiva-Silva et al. 2010; Corbi et al. 2011; Dominguez-Granda et al. 2011; Pinto et al. 2012; Forero-Céspedes et al. 2013; Renner et al. 2013; Teles et al. 2013; Brasil et al. 2014, 2017; Juen et al. 2014; Martínez-Sanz et al. 2014; De Oliveira-Junior et al. 2015; Dutra y De Marco, 2015; Gómez-Tolosa et al. 2015; Mendes et al. 2015, 2017, 2018; Monteiro-Júnior et al. 2015, 2016; Damanik et al. 2016; Valente-Neto et al. 2016; García-García et al. 2016; Gómez-Anaya et al. 2017; Hanh Tien et al. 2017; Miguel et al. 2017b; Brito et al. 2018; Silva et al. 2018; Silva-Franca et al. 2018; Torres-Olvera et al. 2018; Valente-Neto et al. 2018). Estos resultados coincidieron con los reportados en la revisión del tema hecha por Oertli (2008), que destacó la relevancia del uso de Odonatos para el estudio de la salud de los ecosistemas. Debido a que la mayoría de los estudios se centraron en la evaluación de la salud de los ecosistemas, específicamente con el objetivo de determinar la calidad, encontramos que el análisis multivariado es la principal prueba estadística aplicada con base en la prueba de chi-cuadrada ( $\chi^2 = 12.4$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.006$ ). Por lo tanto, el análisis multivariado se utilizó con mayor frecuencia para estudiar los conjuntos de datos que son más complejos, a diferencia de los análisis univariados (Forero-Céspedes et al. 2013; Carvalho et al. 2018). En relación al ciclo de vida, el estadio adulto es el más utilizado con una representación de 41.9% que se confirma como significativa mediante la prueba de chi-cuadrada ( $\chi^2 = 26.5$ ,  $gl = 4$ ,  $p < 0.001$ ). Se detectó una tendencia en las evaluaciones rápidas de utilizar el estadio adulto debido a que su taxonomía es bien conocida (Miguel et al. 2017a), logísticamente son más fáciles de capturar e identificar y en general son menos costosas este tipo de evaluaciones (Oertli 2008). Además, se han utilizado para identificar puntos críticos locales de diversidad (González Soriano et al. 2011) o para



identificar sitios degradados (Oertli 2008; Simaika y Samways 2011; Šigutová et al. 2019). Diversos estudios concluyeron que tanto las larvas como las etapas adultas se ven afectadas por los cambios ambientales (Kutcher y Bried 2014; Dutra y De Marco 2015; Monteiro-Júnior et al. 2015; Valente-Neto et al. 2016), y también existe una relación entre etapas que componen el ciclo de vida. Por ejemplo, la especie *Calopteryx splendens* prefiere los hábitats óptimos sobre los subóptimos para reducir la mortalidad y ayudar al desarrollo del estadio de huevo (Siva-Jothy et al. 1995). Lo anterior sugiere que las etapas de la vida están interconectadas y las condiciones que experimenta una etapa del ciclo de vida pueden afectar las etapas posteriores, dependiendo de las presiones de selección sobre una característica dada a través de la metamorfosis (Stoks y Córdoba-Aguilar 2012). Finalmente, de acuerdo con Simaika y Samways (2011), es más eficiente, en términos de costo-beneficio-precisión, utilizar el estadio adulto de odonatos que otros taxones de macroinvertebrados, para evaluaciones rápidas.

En relación con las métricas, la riqueza de especies fue la más utilizada. Sin embargo, esta métrica no toma en cuenta las abundancias relativas para cada especie, como lo hacen los índices de diversidad más utilizados (por ejemplo, Simpson y Shannon-Weiner). Aunque, los índices de diversidad tradicionales se centran en la riqueza o equidad de especies, por lo que se necesita una medida estadística compuesta (Guisande et al. 2017). En este contexto, Di Battista et al. (2017) han propuesto tres medidas funcionales (la primera y segunda derivada del perfil Beta de diversidad, el radio de curvatura de la segunda derivada y la longitud de la curvatura del perfil Beta de diversidad), proporcionando una medida escalar que conduce a una clasificación de la unidad comunitaria, denominada perfiles Beta de diversidad (o superficie del área bajo la curva del perfil). Estas medidas funcionales permiten ordenar a las comunidades tanto por riqueza de especies como por equidad; por lo tanto, el resultado del análisis no está sesgado por especies dominantes (índice de Simpson), especies raras (función Shannon-Wiener), ganancia y pérdida de especies en un gradiente de comunidades (índice de Cody, que no es independiente de la riqueza de especies), o por especies dominantes y raras (entropía de Renyi). Sugerimos aplicar el área bajo la curva con el enfoque de los perfiles Beta de diversidad como una estimación que nos permite comparar resultados mediante diferentes métodos de muestreo, porque el sitio o unidad de muestreo que tiene mayor área es el que tiene el valor más alto de diversidad, y así sucesivamente.

Con base en lo anterior, se propusieron una serie de recomendaciones para establecer protocolos de monitoreo que comprenden varias etapas: 1) el registro del ensamble de especies más sensibles al tipo de cambio evaluado, 2) el análisis de rarefacción para determinar la representatividad del esfuerzo de muestreo, 3) la sugerencia de utilizar el índice de diversidad basado sobre el área bajo la curva y 4) la

elección del tipo de análisis con relación al objetivo de estudio. Esta propuesta de monitoreo fue empleada en el desarrollo del trabajo de campo de la presente tesis.

Por lo que el segundo objetivo fue determinar qué ensamble de especies de Odonata puede servir como un sustituto del Índice de Integridad del Hábitat (IIH). La hipótesis planteada es que la abundancia, riqueza o diversidad de especies estenotópicas (*Argia*, *Cora*, *Hetaerina* y *Heteragrion* spp; ACHH) pueden predecir el IIH mejor que otros niveles taxonómicos. Los resultados mostraron que Zygoptera y ACHH predicen la integridad del hábitat ribereño, a través del IIH. Sin embargo, al analizar Anisoptera con el modelo de regresión de Dirichlet, la abundancia de este suborden se relacionó negativamente con el IIH, es decir que conforme se incrementa la abundancia de anisópteros, el IIH disminuye (coeficiente Beta =  $-0.11 \pm 0.02$ ,  $p = 1.7E-10$ , AIC = -28.13). Además el 98.73% de las especies registradas pertenecen a la familia Libellulidae. Estos resultados coinciden con estudios que demuestran que esta familia se asocia con gradientes de disturbio ambiental en regiones tropicales (Novelo-Gutiérrez y Gómez-Anaya 2009; Gómez-Anaya et al. 2011; Gómez-Tolosa et al. 2015; Sigutova et al., 2019). De acuerdo con el Modelo de Chao 1, el muestreo con ACHH alcanzó el 100 % de las especies esperadas, con una representación de 471 individuos, y fue el ensamble de especies que obtuvo los mejores puntajes, mediante el modelo de regresión de Dirichlet, en relación a la riqueza (coeficiente Beta =  $0.20 \pm 0.02$ ,  $p = 1.06E-13$ , AIC = -30.60) y diversidad de especies (coeficiente Beta =  $0.51 \pm 0.08$ ,  $p = 4.65E-10$ , AIC = -27.84). Por lo tanto, no es necesario monitorear todas las especies de Zygoptera, porque el esfuerzo de muestreo sugiere que este grupo de especies es insuficiente y más costoso en comparación con ACHH. Considerando estos resultados, se recomienda monitorear la riqueza de especies de ACHH y la abundancia de Anisoptera en el área de estudio que comprende Naha, Metzabok y el Tumbo. Además, también se requiere evaluar otras áreas alrededor de la Selva Lacandona para corroborar si se repite o no este patrón de ensamble de especies sensibles al disturbio ambiental.

Por último, el objetivo tres relacionó algunas métricas de la fragmentación del paisaje con la diversidad de especies del suborden Zygoptera. La hipótesis fue que la fragmentación del paisaje tiene efecto sobre los zigópteros. Sin embargo, los resultados de los GLM (Modelos Lineales Generalizados) mostraron que las métricas de fragmentación del paisaje (AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN) no presentaron un efecto sobre la abundancia, riqueza y diversidad de Zygoptera. Se emplearon índices para analizar la fragmentación *per se* (Fahrig, 2017) y estos índices son independientes de la abundancia de hábitats (Wang et al., 2014), especialmente cuando la abundancia es baja. Por lo tanto, es necesario realizar estudios que consideren la hipótesis de la cantidad y tipo de hábitat (Fahrig, 2013; Bosco et al., 2018) que sea representado por un tipo particular de cobertura del paisaje. Por lo anterior, se propone que si en las 10 unidades del paisaje la cobertura de pastizal cultivado estuvo presente,

utilizar este tipo de cobertura como un proxy de la pérdida de la cobertura de selva; es decir la hipótesis prediciría que a mayor cobertura (área total) y número de fragmentos de pastizal cultivado menor abundancia, riqueza y diversidad a diferentes niveles taxonómicos de zigópteros. También se recomienda emplear métricas relacionadas con la cantidad del hábitat a diferentes escalas del paisaje (Farig, 2013; 2017).

Por último, este trabajo de investigación sugiere las siguientes líneas de investigación:

- 1) Explorar modelos de especiación dentro del contexto de las metacomunidades (Hubert et al., 2015). Por ejemplo, en el área de estudio se observó una alta diversidad de especies de los géneros *Argia* y *Hetaerina*. Por lo que es necesario registrar la dispersión de estas especies entre sitios, con diferentes condiciones ambientales, y registrar los sitios donde aparezcan especies no registradas anteriormente. Así como analizar la competencia por recursos y el traslape de nichos entre especies.
- 2) Analizar si la diversificación que está ocurriendo se relaciona tanto con los patrones filogenéticos (obtener estudios de secuencias genómicas de las especies que pertenecen a los géneros *Argia* y *Hetaerina*) asociados con las características temporales, espaciales y ecológicas de cada sitio, y entonces se evalúa si son resultado o no de la especiación en un marco ecológico mecanicista.
- 3) Analizar a nivel morfológico los cambios alométricos (Resende et al., 2021) entre familias y géneros de las especies y su relación con la calidad del ambiente. Se esperarían patrones asimétricos más marcados en ambientes más degradados.
- 4) Las especies del género *Argia*, que son relativamente abundantes y diversas tanto en la región del Soconusco como en la región Selva Lacandona, se encuentran asociadas a ambientes óptimos y subóptimos. Por lo que otra propuesta es analizar si la morfología y la conducta (Resende et al., 2021) de las especies de *Argia* se relaciona con la calidad del ambiente y las condiciones climáticas (aumento de la temperatura, humedad relativa, entre otras variables).
- 5) A nivel de la fragmentación del paisaje es necesario establecer muestreos en diferentes períodos de tiempo, así como también analizar si hay diferencias entre la cantidad del hábitat (Farig, 2017) de selva o de pastizal cultivado (como un proxy de la pérdida de la cobertura de selva) en la Selva Lacandona; y probar con diferentes niveles taxonómicos del suborden Zygoptera, a diferentes escalas del paisaje.

## Conclusiones

En este trabajo se demostró que los ensambles de especies de Odonata son capaces de evaluar diferentes cambios ambientales y que en la última década se están empleando con mayor frecuencia en la región Neotropical.

Debido a la gran diversidad de hábitats y complejidad en la región Neotropical, es complicado configurar un protocolo único de evaluación de la calidad del hábitat; producto del meta-análisis surgió una serie de recomendaciones y la propuesta de monitoreo para esta región diversa.

Los resultados del meta-análisis mostraron que no se ha empleado a la diversidad de odonatos como predictores del funcionamiento de los ecosistemas; en este estudio se utilizó esta propuesta y se empleó para evaluar el funcionamiento del ecosistema al Índice de Integridad del Hábitat (IIH), dicho índice tampoco se ha empleado en México previamente.

Los ensambles de odonatos en la Selva Lacandona de Chiapas, específicamente en las localidades de Nahá, Puerto Bello Metzabok y el ejido El Tumbo, presentaron una relación negativa entre la calidad del ambiente (IIH) y la abundancia de Anisoptera. En contraste, se observó un ajuste positivo entre el IIH con la riqueza y diversidad de ACHH (*Argia*, *Hetaerina*, *Heteragrion* and *Cora*).

En este estudio, la abundancia, la riqueza y la diversidad de zigópteros no se relacionaron con las métricas de la fragmentación *per se* (AI, CONNECT, CONTAG y PROX\_MN).

A nivel de la fragmentación del paisaje es necesario establecer muestreos en diferentes períodos de tiempo, así como también analizar si hay diferencias entre las coberturas de selva o de pastizal cultivado (como un proxy de la pérdida de la cobertura de selva) en la Selva Lacandona, a diferentes niveles taxonómicos del suborden Zygoptera.

Por último, se recomiendan realizar estudios enfocados en modelar los conjuntos de ensambles de odonatos para identificar especies claves, con base en la ocurrencia y su relación con la información ambiental, para evaluar no solo la calidad del ambiente sino también a nivel temporal y espacial la fragmentación del hábitat. Así como también realizar estudios, a diferentes escalas del paisaje, que ayuden a entender mejor el espacio en el que se desarrollan las especies claves y así contribuir a su conservación.

## Referencias

- Altamiranda M, Ortega O (2012) Estructura poblacional de *Polythore gigantea* (Odonata: Polythoridae) en sistemas lóticos con diferentes estados de conservación en Antioquia, Colombia. *Rev Biol Trop* 60: 1205–1216. <https://doi.org/10.15517/rbt.v60i3.1772>
- Altamiranda M, Pérez L, Gutiérrez L (2010). Composición y preferencia de microhábitat de larvas de odonata (insecta), en la ciénaga San Juan de Tocagua (Atlántico, Colombia) *Caldasia*, 32: 2357-3759 (<https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/36231/37765>, ISSN electrónico 2357-3759)
- Bosco L, Wan HY, Cushman SA, et al (2018) Separating the effects of habitat amount and fragmentation on invertebrate abundance using a multi-scale framework. *Landsc Ecol* 34:105–117. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0748-3>
- Brasil LS, Batista JD, Giehl NF d S et al (2014) Environmental integrity and damselfly species composition in Amazonian streams at the “arc of deforestation” region, Mato Grosso, Brazil. *Acta Limnol Bras* 26: 278–287. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2014000300007>
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., de Oliveira-Junior, J. M. B., Dias-Silva, K., Juen, L. (2017). Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecol and Evol*, 7 (9), 3190–3200. <https://doi.org/10.1002/ece3.2849>
- Bried, J. T., Samways, M. J. (2015). A review of odonatology in freshwater applied ecology and conservation science. *Fresh Sci*, 34 (3), 1023–1031. <https://doi.org/10.1086/682174>
- Brito JG, Martins RT, Oliveira VC, Hamada N, Nessimian JL, Hughes RM, Ferraz SFB, de Paula FR (2018) Biological indicators of diversity in tropical streams: congruence in the similarity of invertebrate assemblages. *Ecol Indic* 85:85–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.001>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Grace, J. B. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nat*, 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Carvalho FG, de Oliveira RF, Barbosa L et al (2018) Oil palm plantation is not a suitable environment for most forest specialist species of Odonata in Amazonia. *Anim Conserv* 21: 526–533. <https://doi.org/10.1111/acv.12427>
- Corbet, (1999). P.S. Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata. Comstock Publishing Associates, Ithaca, NY, 829 pp
- Corlett, R. T. (2016). Plant diversity in a changing world: Status, trends, and conservation needs. *Plant Diver*, 38 (1), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.01.001>
- Corbi JJ, Trivinho-Strixino S, Dos Santos A (2008) Environmental evaluation of metals in sediments

- and dragonflies due to sugar cane cultivation in neotropical streams. *Water Air Soil Pollut* 195:325– 333. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9749-1>
- Corbi JJ, dos Santos FA, Zerlin R et al (2011) Assessment of chromium contamination in the Monte Alegre stream: A case study. *Brazilian Arch Biol Technol* 54: 613–620. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132011000300023>
- Damanik A, Lock M, Boets K et al (2016) Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limno* 57:27–59
- De Marco P, Batista JD, Cabette HSR (2015) Community assembly of adult odonates in tropical streams: an ecophysiological hypothesis. *PLoS One* 10: 0123023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123023>
- De Oliveira-Junior JMB, Shimano Y, Gardner TA et al (2015) Neotropical dragonflies (Insecta: Odonata) as indicators of ecological condition of small streams in the eastern Amazon. *Austral Ecol* 40: 733–744. <https://doi.org/10.1111/aec.12242>
- Di Battista T, Fortuna F, Maturio F (2017) BioFTF: an R package for biodiversity assessment with the functional data analysis approach. *Ecol Indic* 73: 726–732. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.10.032>
- Dominguez-Granda L, Lock K, Goethals PLM (2011) Application of classification trees to determine biological and chemical indicators for river assessment: case study in the Chaguana watershed (Ecuador). *J Hydroinformatics* 13: 489–499. <https://doi.org/10.2166/hydro.2010.082>
- Dolný, A., Harabiš, F., Mižičová, H. (2014). Home range, movement, and distribution patterns of the threatened dragonfly *Sympetrum depressiusculum* (Odonata: Libellulidae): A thousand times greater territory to protect? *PLoS One* 9 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100408>
- Dutra S, De Marco P (2015) Bionomic differences in odonates and their influence on the efficiency of indicator species of environmental quality. *Ecol Indic* 49: 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.016>
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: The habitat amount hypothesis. *J Biogeogr* 40: 1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Fahrig L (2017) Ecological Responses to Habitat Fragmentation per se. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 48:1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fincke O.M. (1992). Interspecific competition for tree boles: consequences for mating systems and coexistence in Neotropical damselflies. *The Amer Natur*, 139, 80-101.
- Forero-Céspedes AM, Reinoso-Flórez G, Gutiérrez C (2013) Water quality assessment of the Opia River (tolima-Colombia), using macroinvertebrates and physicochemical parameters. *Caldasia* 35:371– 387 ([http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-) S0366-

52322013000200012, ISSN 0366-5232)

- Fulan JÂ, dos Anjos MR (2015) Predation by *Erythemis* nymphs (Odonata) on Chironomidae (Diptera) and Elmidae (Coleoptera) in different conditions of habitat complexity. *Acta Limnol Bras* 27: 454–458. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2415>
- Fulan JÂ, Henry R (2007) Distribuição temporal de imaturos de Odonata (Insecta) associados a *Eichhornia azurea* (Kunth) na Lagoa do Camargo, Rio Paranapanema, São Paulo. *Rev Bras Entomol* 51: 224–227. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000200013>
- García-García PL, Vázquez G, Novelo-Gutiérrez R, Favila ME (2016) Effects of land use on larval Odonata assemblages in cloud forest streams in central Veracruz, Mexico. *Hydrobiologia* 785:19–33. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2900-x>
- González Soriano E, Noguera F, Oñate Ocaña L (2011) A biodiversity hotspot for odonates in Mexico: the huasteca potosina, san luis potosí. *Odonata* 40:179–190
- Gómez-Anaya, J. A., Novelo-Gutiérrez, R. (2015). A case of successful restoration of a tropical wetland evaluated through its Odonata (Insecta) larval assemblage. *Rev de Biol Trop*, 63 (4), 1043–1058. <https://doi.org/10.15517/rbt.v63i4.15738>
- Gómez-Anaya JA, Novelo-Gutiérrez R, Astudillo-Aldana MR (2017) Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta) en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México. *Rev Mex Biodivers* 88:372–380. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.004>
- Gómez-Tolosa M, Mendoza-Cuenca LF, Rioja-Paradela TM et al (2015) Odonata (Insecta) de tres cuencas en la costa de Chiapas: Lista de especies y registro nuevo. *Rev Mex Biodivers* 86:41–47. <https://doi.org/10.7550/rmb.48665>
- Gómez-Tolosa, M., Rivera-Velázquez, G., Rioja-Paradela, T. M., Mendoza-Cuenca, L. F., Tejeda-Cruz, C., López, S. (2021). The use of Odonata species for environmental assessment: a meta-analysis for the Neotropical region. *Environ Scien and Pollu Res*, 28 (2), 1381–1396. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11137-9>
- Gopalakrishnan S., Ganeshkumar P. (2013). Systematic reviews and meta-analysis: understanding the best evidence in primary healthcare. *J Fam. Med. Prim. Care* 2, 9–14. 10.4103/2249-4863.109934
- Guisande C, Heine J, García-Roselló E, González-Dacosta J, Vilas LG, Perez-Schofield BJB (2017) DER: an algorithm for comparing species diversity between assemblages. *Ecol Indic* 81:41–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.049>
- Hanh Tien N, Boets P, Lock K et al (2017) Water quality related macro- invertebrate community responses to environmental gradients in the Portoviejo River (Ecuador). *Ann Limnol - Int J*

- Limnol 53:203–219. <https://doi.org/10.1051/limn/2017007>
- Hubbell, S.P. (2001) *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 392 pp
- Hubert N, Calcagno V, Etienne RS, Mouquet N (2015) Metacommunity speciation models and their implications for diversification theory. *Ecol Lett* 18:864–881. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12458>
- Hutchinson, G. E. (1959). Homage to Santa Rosalia or Why Are There So Many Kinds of Animals ? *The Ameri Natur*, 93 (870), 145–159
- Juen L, de Oliveira-Junior JMB, Shimano Y et al (2014) Composição e riqueza de odonata (Insecta) em riachos com diferentes níveis de conservação em um ecótono cerrado-floresta amazônica. *Acta Amaz* 44:223–233. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200008>
- Kietzka, G. J., Pryke, J. S., Samways, M. J. (2017). Aerial adult dragonflies are highly sensitive to in-water conditions across an ancient landscape. *Diver and Distrib*, 23 (1), 14–26. <https://doi.org/10.1111/ddi.12493>
- Kutcher T, Bried J (2014) Adult Odonata conservatism as an indicator of freshwater wetland condition. *Ecol Indic* 38:31–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.028>
- Levins, R. (1969). Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control' By. *Bull of the Entoml Socof Amer*, 15, 237–24
- Martínez-Sanz C, Puente-García SM, Rebolledo ER, Jiménez-Prado P (2014) Macroinvertebrate richness importance in coastal tropical streams of esmeraldas (Ecuador) and its use and implications in environmental management procedures. *Int J Ecol* 2014:1–11. <https://doi.org/10.1155/2014/253134>
- McArthur, R. H. Wilson, E.O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey, 224 pp
- McCauley, S. J., Davis, C. J., Relyea, R. A., Yurewicz, K. L., Skelly, D. K., Werner, E. E. (2008). Metacommunity patterns in larval odonates. *Oeco*, 158 (2), 329–342. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1141-8>
- Mendes TP, Cabette HSR, Juen L (2015) Setting boundaries: environmental and spatial effects on Odonata larvae distribution (Insecta). *An Acad Bras Cienc* 87:239–248. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201520130477>
- Mendes TP, Oliveira-Junior JMB, Cabette HSR, Batista JD, Juen L (2017) Congruence and the biomonitoring of aquatic ecosystems: are odonate larvae or adults the most effective for the evaluation of impacts. *Neotrop Entomol* 46:631–641. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0503-5>



- Miguel TB, Calvão LB, Vital MVC, Juen L (2017a) A scientometric study of the order Odonata with special attention to Brazil. *Int J Odonatol* 20:27–42. <https://doi.org/10.1080/13887890.2017.1286267>
- Miguel TB, Oliveira-Junior JMB, Ligeiro R, Juen L (2017b) Odonata (Insecta) as a tool for the biomonitoring of environmental quality. *Ecol Indic* 81:555–566. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.010>
- Mittelbach, G. G. (2012). *Community ecology*. Sinauer, Sunderland, MS, 391 pp
- Monteiro-Júnior CDS, Juen L, Hamada N (2015) Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecol Indic* 48:303–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.021>
- Monteiro-Júnior CDS, Esposito MC, Juen L (2016) Are the adult odonate species found in a protected area different from those present in the surrounding zone? A case study from eastern Amazonia. *J Insect Conserv* 20:643–652. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9895-5>
- Naiman R, Décamps H and McClain M (2005) *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, London, 448 pp
- Oertli B (2008) Dragonflies in the assessment and the monitoring of aquatic habitats. In: Córdoba A (ed) *Dragonflies and Damselflies, Model Organisms for Ecological and Evolutionary Research*. Oxford University Press, pp 79–95
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., Lachavanne, J.B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol Conserv*, 104, 59–70. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00154-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00154-9)
- Osborn, R. (2005). Odonata as indicators of habitat quality at lakes in Louisiana, United States. *Odonat*, 34 (3), 259–270
- Paiva-Silva D, De Marco P, Resende DC (2010) Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecol Indic* 10:744–752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.004>
- Pinto NS, Juen L, Cabette HSR, de Marco P (2012) Fluctuating asymmetry and wing size of *Argia tinctipennis* Selys (Zygoptera: Coenagrionidae) in relation to riparian forest preservation status. *Neotrop Entomol* 41:178–185. <https://doi.org/10.1007/s13744-012-0029-9>
- Pritchard, G. (1996). The life history of a tropical dragonfly: *Cora marina* (Odonata: Polythoridae) in Guanacaste, Costa Rica. *Journ of Trop Ecol*, 12 (4), 573–581. <https://doi.org/10.1017/S0266467400009792>
- Renner S, Périco E, Sahlén G (2016) Effects of exotic tree plantations on the richness of dragonflies (Odonata) in Atlantic Forest, Rio Grande do Sul, Brazil. *Int J Odonatol* 19:207–219.

<https://doi.org/10.1080/13887890.2016.1251343>

- Resende, B. O., Ferreira, V. R. S., Brasil, L. S., Calvão, L. B., Mendes, T. P., Carvalho, F. G. De, Juen, L. (2021). Impact of environmental changes on the behavioral diversity of the Odonata (Insecta) in the Amazon. *Scien Repor*, 11, 9742. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88999-7>
- Schindler, M., Chovanec, A. (2003). Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: A multivariate approach. *Hydro* 497, 169–180. <https://doi.org/10.1023/A>
- Šigutová H, Šipoš J, Dolný A (2019) A novel approach involving the use of Odonata as indicators of tropical forest degradation: when family matters. *Ecol Indic* 104:229–236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.001>
- Silva, D. de paiva, De Marco, P., Resende, D. C. (2010). Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study. *Ecol Indic*, 10 (3), 744–752. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.12.004>
- Silva-Franca SR, Hughes RM, Callisto M (2018) Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio* 48:867– 878. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1122-z>
- Simaika JP, Samways MJ (2011) Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecol Indic* 11:370–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.005>
- Siva-Jothy MT, Gibbons DW, Pain D (1995) Female oviposition-site preference and egg hatching success in the damselfly *Calopteryx splendens xanthostoma*. *Behav Ecol Sociobiol* 37:39–44. <https://doi.org/10.1007/BF00173897>
- Soares JAC, Batista-Silva VF, Boneto DD, Bailly D, Abelha MCF, Oliveira IADV (2015) Assemblage of immature Odonata (Insecta, Anisoptera) in streams of the Mato Grosso do Sul State: spatial implications. *Iheringia Série Zool* 105:325–332. <https://doi.org/10.1590/1678-476620151053325332>
- Stoks R, Córdoba-Aguilar A (2012) Evolutionary ecology of Odonata: a complex life cycle perspective. *Annu Rev Entomol* 57:249–265. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120710-100557>
- Tollefson, J. (2019). One million species face extinction. *Nat* 71.
- Teles HF, Seabra Linares M, Rocha PA, Ribeiro AS (2013) Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores no Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. *Rev Bras Zoociências* 15:123–137 (<https://periodicos.ufjf.br/index.php/zoociencias/article/view/24509>, e-ISSN: 2596-3325)
- Torres-Olvera MJ, Durán-Rodríguez OY, Torres-García U et al (2018) Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins

- of central Mexico. *Lat Am J Aquat Res* 46:945–960. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-8>
- Valente-Neto F, De Oliveira RF, Rodrigues ME et al (2016) Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecol Indic* 61: 952–959. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.052>
- Valente-Neto F, Rodrigues ME, Roque F d O (2018) Selecting indicators based on biodiversity surrogacy and environmental response in a riverine network: bringing operationality to biomonitoring. *Ecol Indic* 94:198–206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.066>
- Vilela DS, Ferreira RG, Del-Claro K (2016) A comunidade de odonatos de uma vereda Brasileira: Padrões sazonais, diversidade de espécies e raridade em um ambiente de buritizal. *Biosci J* 32:486–495. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-30491>