

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

Efecto del uso de la tierra en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz.

Natalia Vargas López

Bióloga

Guatemala, febrero de 2023

UNIVERSIDAD DE SAN CARLOS DE GUATEMALA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA

Efecto del uso de la tierra en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz.

Informe final de tesis

Presentado por

Natalia Vargas López

Para optar al título de:

Bióloga

Guatemala, marzo de 2023

**JUNTA DIRECTIVA
FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS Y FARMACIA**

Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	DECANO (en funciones)
M. Sc. Bessie Abigail Orozco Ramírez	SECRETARIA ACADÉMICA
Dr. Juan Francisco Pérez Sabino	VOCAL I
Dr. Roberto Flores Arzú	VOCAL II
Lcdo. Carlos Manuel Maldonado Aguilera	VOCAL III
Br. Carmen Amalia Rodríguez Ortiz	VOCAL IV
Br. Paola Margarita Gaitán Valladares	VOCAL V

DEDICATORIA

- A mi papá y mi mamá:** Quienes me han apoyado en todo momento. Me han estado conmigo en cada idea y sueño con amor. Seguiremos siempre aprendiendo a acompañarnos para estar juntos en cada camino.
- A mi hermana y hermano:** Que son mi compañía favorita para cualquier aventura. Gracias por darme alegría en todo momento. Es un honor crecer con ustedes.
- Canela, Mona, Yac y Cloecita-Cloezota:** Mis amoras. Gracias por darme vida. Las amo
- A mi comunidad en la Escuela de Biología:** Eternamente agradecida con todos y todas mis profesoras que me han enseñado mucho, algunas incluso más allá de las aulas. A las amistades que hice en el camino. Gracias por tantos buenos momentos. Espero sigamos cultivando nuestra amistad por mucho tiempo. Tengo confianza que harán cosas increíbles de sus vidas, así como ya lo están haciendo.
- La verdad... Me da mucho gusto decir que soy parte de la Escuela de Biología de la USAC. ¡Qué tremendo lujo! Siempre voy a decir que la mejor gente es la de la escuela.
- Al movimiento estudiantil de la Facultad de Farmacia y de la Universidad en general:** Que me formó en muchos aspectos. Fue un privilegio compartir con tanta gente brillante que sé, harán un cambio en Guatemala a través de sus profesiones. Ustedes contribuyeron a que yo sea una profesional sensible con las causas justas. Les agradezco las lecciones de valentía, honradez, justicia y compromiso.
- Cuando pienso en los edificios de la USAC, es imposible no pensar en toda la historia que allí está marcada por los y las estudiantes que nos atrevemos a comprometernos con el movimiento. Gracias por darle vida a la USAC.
- ¡Qué viva la OEB, la AEQ, el consultivo de farmacia, la AEU, el CCEU!

AGRADECIMIENTOS

- Panda (alias Oscar Rojas)** Gracias por adoptarme en COABES. Ha sido una experiencia inolvidable todo lo que hemos vivido. Me marcó profesionalmente por el interés en las riberas, las ganas de seguir estudiando perifiton y lo enamorada que termino de los ríos... Pero más allá de eso, me deja una marca personal que solo vos podés hacer. Tener un asesor con tu humildad, perseverancia, trabajo duro + constante, compromiso, visión a futuro y sensibilidad humana es un lujo que no todas las personas pueden tener. No me imaginaba lo que este proyecto iba a representar en mi vida y estoy muy agradecida. Gracias por tu tiempo.
- Extensión de agradecimiento:* Para Rosario, Oscar papá y Maya que siempre me hicieron sentir bienvenida en su casa. Gracias por sus afectos e historias. Fue bueno coincidir en Lachuá y en la Colonia Centroamérica.
- Parque Nacional Laguna Lachuá** Por el trabajo tan importante que hacen para la conservación de los bosques y agua. Este país les debemos tanto a los guardarecursos quienes son verdaderos expertos en su trabajo. Gracias por acompañarme con su delicadeza, humor, ternura y lecciones del bosque.
- Jorge Jiménez y Pedro Pardo** Por las revisiones a mis documentos y todas las recomendaciones para mejorar. Gracias por siempre enseñar con mucha paciencia.
- Hans Graff** Por los permisos para trabajar en la plantación y mostrar interés en los resultados de la investigación. Fueron interesantes las conversaciones nocturnas en medio de la plantación.
- Gaby Chaulón** Por el compromiso y seguimiento con las muestras de agua. Gracias por ser tan atenta con cada petición.
- Centro de Estudios del Mar y Acuicultura** Por el espacio para trabajar en el laboratorio hasta tarde. Gracias por siempre facilitar el aprendizaje. Con José he aprendido lo que es colaborar.
- Centro de Estudios de Atitlán** Gracias Estuardo por el espacio en el laboratorio con todos mis frascos. Muchísimas gracias, Mónica por sentarte al lado mío a ver las algas, fue buenísimo tener tu compañía y consejos. Gracias Jorge por facilitar mi estadía en el Altiplano. Siempre en mi corazoncito el CEA.

Contenido

Resumen	10
I. Introducción	11
II. Antecedentes	12
2.1 Cinturón del trópico y sus bosques	12
2.2 Principales amenazas de los bosques tropicales: cambio del uso de la tierra y expansión agrícola.....	13
2.2.1 Principales consecuencias del cambio del uso de la tierra y de la pérdida de bosques tropicales.....	13
2.3 La palma de aceite (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) sus características principales, importancia y su expansión en los trópicos.....	13
2.3.1 Biología, ecología y distribución natural de <i>Elaeis guineensis</i> Jacq.....	13
2.3.2 Producción de aceites y la importancia comercial de <i>E. guineensis</i> Jacq.....	14
2.3.3 Reemplazo de bosques tropicales por plantaciones de <i>E. guineensis</i> Jacq.....	15
2.4 Consecuencias del cultivo de palma de aceite	15
2.4.1 Pérdida de biodiversidad	15
2.4.2 Alteración de ecosistemas ribereños	16
2.4.3 Alteración de la biota acuática.....	17
2.4.3.1 Perifiton: bio-herramienta de gran potencial, pero poco conocida.....	19
2.4.3.2. Perifiton como bioindicador de cambios en el uso de la tierra	19
2.4.4 Alteración de servicios ecosistémicos	20
2.4.4.1 Calidad del agua.....	21
2.4.4.2 Productividad primaria	21
2.5. Franja Transversal del Norte y Ecorregión Lachuá	21
2.5.1. Descripción de usos de la tierra de estudio en la Ecorregión Lachuá	23
2.5.1.1. La palma de aceite (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) en Guatemala y la FTN	24
2.5.2 Estudios de cambios en el uso de la tierra	24
2.5.3 Estudios de biodiversidad y servicios ecosistémicos en la Ecorregión Lachuá dentro del contexto del cambio del uso de la tierra.....	25
2.5.3.1 Estudios de biodiversidad terrestre	25
2.5.3.2 Estudios de biodiversidad acuática	25
2.5.3.3 Estudios de servicios del ecosistema	25
III. Justificación	26
IV. Objetivos.....	27

4.1.	Objetivo general	27
4.2	Objetivos específicos	27
V.	Hipótesis.....	27
VI.	Materiales y Métodos.....	27
6.1	Materiales.....	28
6.2	Métodos	28
6.2.1	Uso de la tierra, variables y unidad experimental	28
6.2.2	Definición de unidades experimentales y principales usos de la tierra.....	29
6.2.3	Toma de muestras en campo.....	30
6.2.3.2	Muestras biológicas	30
6.2.3.3	Muestras no biológicas	30
6.2.3.3.1	Densidad del dosel de la vegetación ribereña	30
6.2.3.3.2	Calidad del agua.....	30
6.2.3.3.3	Productividad primaria.....	30
6.2.4	Procesamiento de datos	31
6.2.4.1	Muestras biológicas	31
6.2.4.2	Muestras no biológicas.....	31
6.2.4.2.1	Densidad del dosel de la vegetación ribereña	31
6.2.4.2.2	Productividad primaria.....	31
6.2.5	Análisis estadísticos	32
VII.	Resultados	33
7.1	Caracterización de microcuencas y arroyos de estudio.....	33
7.2	Clasificación de arroyos	36
7.3	Densidad del dosel, entrada de luz y temperatura del agua	37
7.4	Calidad del agua.....	38
7.5	Productividad primara y factores que la influencian	42
7.6	Riqueza de taxones y factores que la influencian.....	43
7.7	Composición de la comunidad de perifiton y factores que la influencian	47
VIII.	Discusión	49
8.1	El área circundante y su impacto en las características de arroyos	50
8.2	La calidad del agua.....	51
8.3	Componentes bióticos: productividad primaria y perifiton.....	55
8.3.1	Productividad primaria y riqueza de taxones	55

8.3.2	Factores que influncian la productividad primaria y riqueza de taxones	56
8.4	Composición de las comunidades de perifiton y los factores que las definen	57
IX.	Limitaciones.....	60
X.	Conclusiones.....	61
XI.	Recomendaciones	62
XII.	Referencias	63

TABLAS

Tabla 1	Área de microcuencas, usos del suelo y morfología de arroyos
Tabla 2	Valores de densidad del dosel, entrada de luz y temperatura de agua
Tabla 3	Lista de morfoespecies identificadas
Tabla 4	Regresiones lineales de variables ambientales y riqueza esperada
Tabla 5	Taxones indicadores de usos del suelo

FIGURAS

Figura No. 1	Ubicación de microcuencas en la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz
Figura No. 2	Sustratos disponibles en arroyos de estudio
Figura 3	Análisis de agrupamiento jerárquico
Figura No. 4	Gráficas de cajas de densidad del dosel, temperatura del agua y entrada de luz
Figura No. 5	Concentraciones superficiales y profundas de oxígeno disuelto
Figura No. 6	Variables sin diferencia significativas en los usos del suelo
Figura No. 7	Variables con diferencia significativas en los usos del suelo
Figura No. 8	Análisis de componentes principales de calidad del agua
Figura No. 9	Comparación de productividad primaria en muestras de sedimentos
Figura No. 10	Comparación de productividad primaria en muestras de rocas
Figura No. 11	Análisis de senderos
Figura No. 12	Densidad de filos en usos del suelo
Figura No. 13	Riqueza de taxones en usos del suelo
Figura No. 14	Escalamiento multidimensional no métrico

Resumen

La acelerada expansión de las plantaciones de palma de aceite es un tema de interés por las consecuencias ambientales a las que se le ha asociado. Con el fin de conocer los impactos que puede tener en ecosistemas acuáticos, estudiamos arroyos asociados a bosque (BOs; n = 7), potrero (GLs; n = 6), plantación de palma de aceite sin zona ribereña (OPs; n = 3) y con zona ribereña (OPsZr; n = 3). El ambiente circundante de los arroyos de BOs (M = 82.43, DS = 1.72) y OPsZr (M = 81.33, DS = 1.15) tuvieron alto porcentaje de cobertura de dosel. La menor entrada de luz (M = 103.19, DS = 49.15 y M = 5.18, DS = 4.77, respectivamente) y temperatura (M = 24.76, DS = 0.09 y M = 24.90; DS = 0.27; respectivamente), así como mayor cantidad de tipos de sustratos. Los arroyos de GLs (M = 14.50, DS = 14.41) y OPs (M = 37.00, DS = 12.17) tuvieron menor porcentaje de cobertura de dosel, mayor entrada de luz (M = 986.93 DS = 300.77; M = 778.93 DS = 864.86, respectivamente) y, por consiguiente, mayor temperatura (M = 27.35 DS = 0.49, M = 25.54 DS = 0.04; respectivamente); hubo menor cantidad de tipos de sustratos. Los arroyos en BOs, OPsZr, OPs1-2 se asociaron a la cobertura de dosel, sílice y oxígeno disuelto, así como a la turbidez del agua. Los arroyos de GLs y OPs 3 que se asociaron a la temperatura del agua, pH y nitrógeno inorgánico disuelto. Los arroyos BOs tienen los niveles más bajos de productividad primaria (M = 5.900, DS = 9.065) y la riqueza de taxones más baja (S = 51). La composición de las comunidades se caracteriza por taxones como *Phormidium* (p 0.037), *Pseudophormidium* (p 0.028), *Stigonema* (p 0.010), *Eunotia* (p 0.001) y *Frustulia* (p 0.008). Por el contrario, los arroyos de GLs que tienen los niveles más altos de productividad primaria (M = 15.884 DS = 18.587) y la riqueza de taxones más alta (S = 65). La composición de la comunidad se caracteriza por taxones como *Cymbella* (p 0.001), *Gonatozygon* (p 0.002), *Closterium* (p 0.002), *Cosmarium* (p 0.020) y *Spirogyra* (p 0.025). Intermedio a estos se encuentran los arroyos en la plantación de palma de aceite que se caracterizan por taxones como *Navicula* (p 0.001) y *Gyrosigma* (p 0.008). El estudio señala la importancia que tiene la conservación de la zona ribereña en ecosistemas acuáticos ya que pueden preservar, en cierto grado, la calidad de un arroyo incluso estando asociado a un monocultivo como el de palma de aceite.

I. Introducción

El cambio del uso de la tierra es el proceso por el cual las actividades humanas transforman un paisaje natural para modificar su uso original; esto se da principalmente en términos económicos, como es el caso de la agricultura (Paul & Rashid, 2017). Estos procesos, generan impactos profundos en los ecosistemas a nivel mundial e.g., modificaciones en el clima, degradación ambiental, pérdida de hábitat, biodiversidad y servicios ecosistémicos (Winkler et al., 2021). Este es un problema de especial interés en los trópicos ya que los bosques tropicales son ecosistemas que resguardan importantes servicios ecosistémicos y altos niveles de biodiversidad (Myers, 1988); sin embargo, estos han sido deforestados rápidamente en los últimos años (Davis et al., 2020; Giam, 2017; Laurance et al., 2014).

La deforestación continúa siendo una de las consecuencias más importantes causadas por el cambio en el uso de la tierra. Durante los años 2000 a 2012, se reportó una pérdida de 1.1 millones de km² de bosque siendo la región de los trópicos la más afectada (Hansen, Potapov, Moore, et al., 2013). Uno de los factores asociados a la pérdida de bosques tropicales, es el crecimiento de la industria agrícola incluyendo los monocultivos, como las plantaciones de palma de aceite (Davis et al., 2020). La palma de aceite se ha instaurado y expandido en el cinturón del trópico como un importante y efectivo cultivo productor de aceite provocando así extensas modificaciones en el paisaje y trayendo como consecuencia la pérdida de especies de varios grupos, incluyendo insectos (Brühl & Eltz, 2010), anfibios (Faruk et al., 2013) y mamíferos (Pardo et al., 2018).

El cambio del uso de la tierra y las plantaciones de palma de aceite, no solo impactan en ecosistemas terrestres, sino que lo hacen también en ecosistemas acuáticos, los cuales son altamente amenazados por la deforestación y degradación del hábitat (Dudgeon et al., 2006). Sin embargo, los impactos de estas plantaciones han sido ampliamente estudiados en los ecosistemas terrestres, contrario a los ecosistemas acuáticos, en donde existen muchos vacíos de información (Rojas-Castillo et al., 2023).

A pesar de los escasos esfuerzos de investigación para conocer los impactos que tienen las plantaciones de palma de aceite en ecosistemas acuáticos, ya se han demostrado algunas de los cambios que las plantaciones provocan. En cuanto a servicios ecosistémicos, se han reportado consecuencias en la calidad del agua (Chellaiah & Yule, 2018; Rojas et al., 2022). Así mismo, otros estudios más recientes reportaron impactos en comunidades de peces (Chua et al., 2020; Ferreira & Begot, 2018; Giam et al., 2015) y macroinvertebrados (Luiza-Andrade et al., 2017; Luke et al., 2017; Mercer et al., 2014). A pesar de estos avances, hay grupos que no han sido estudiados, como por ejemplo el perifiton.

El perifiton, es una biopelícula compuesta por polisacáridos con algas verdes, diatomeas, bacterias, hongos, protozoos, zooplancton e invertebrados pequeños; por lo general se desarrolla en rocas, plantas o troncos sumergidos en el agua o sedimentos (Stevenson & Bahls, 1999). Son diversas las funciones que se atribuyen al perifiton, como su contribución a los ciclos biogeoquímicos, la producción de oxígeno disuelto o procesamiento de varios nutrientes; además, tiene un puesto basal como productor primario en la red trófica (Hagerthey et al., 2011; W. R. Hill et al., 2010; Wu, 2017). El perifiton también es bioindicador, debido a que presenta modificaciones en sus características estructurales y funcionales relacionadas a alteraciones en el ambiente, tales como la deforestación (Bere & Tundisi, 2011; Reid et al., 2010; Tromboni et al., 2019; Von Schiller et al., 2007).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar los efectos del cambio del uso de la tierra y la expansión del cultivo de palma de aceite en arroyos de primer y segundo orden, así como en el

ambiente circundante. Para ello se contrastó la densidad del dosel de la vegetación ribereña, la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades del perifiton en arroyos ubicados en bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite. A través de esta comparación se pretende responder a las siguientes preguntas (i) ¿qué variables físicas (densidad del dosel en la zona ribereña) y químicas (calidad de agua) son afectadas por el uso de la tierra?, (ii) ¿cómo el uso de la tierra modifica la productividad primaria de un arroyo? y, (iii) ¿qué taxones están presentes en cada uso de la tierra y cómo varía la composición de las comunidades de perifiton?

Algunos estudios han evaluado la respuesta del perifiton al cambio del uso de la tierra, como áreas urbanas (Burgos-Caraballo et al., 2014; Von Schiller et al., 2007), pastizales (Tromboni et al., 2019), plantaciones de pino (Quinn et al., 1997) o café (Vázquez et al., 2011), pero hasta el momento, no se conocen estudios que tengan un enfoque en las plantaciones de palma de aceite. Esta tesis, busca hacer un aporte al conocimiento actual sobre los impactos que tienen las plantaciones de palma de aceite en los ecosistemas acuáticos empleando a las algas blandas y diatomeas del perifiton como bioindicador del cambio ambiental. Es por esto, que busca determinar el efecto del uso de la tierra en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá.

II. Antecedentes

2.1 Cinturón del trópico y sus bosques

El cinturón del trópico es la región media del globo terráqueo que tiene características de temperatura (rangos entre 20 y 29°C), patrones de precipitación (variables según su cercanía con el ecuador) y cambios estacionales leves que lo distinguen de las zonas extra tropicales (Seidel et al., 2008). En general los bosques tropicales carecen de cambios estacionales drásticos y variaciones marcadas en la temperatura, pero sus rangos de precipitación pluvial varían según su cercanía con el ecuador *e.g.*, bosques cercanos al ecuador tienen rangos entre 1,550 a 3,000 mm mientras que los más cercanos al trópico del cáncer y capricornio son más áridos (Dirzo, 2001). Estos bosques tienden a englobar diversos tipos de vegetación y zonas de vida (Dirzo, 2001), lo que se refleja en la alta biodiversidad que albergan y la diversidad de funciones y servicios ecosistémicos que proveen.

A pesar de representar tan solo el 7% de la superficie terráquea, los bosques tropicales albergan a más de dos tercios de la biodiversidad global, lo que equivale a 3 millones de especies (Bradshaw et al., 2009; Wilson & Peter, 1988). Esto incluye al 85% de todas las especies de insectos (Stork, 2018), los principales hotspots para mamíferos (Ceballos & Ehrlich, 2006), 50% de reptiles, 72% de aves, 76% de anfibios (Pillay et al., 2021) y además, el 13% de toda la diversidad de plantas, se encuentra concentrada en únicamente 10 bosques tropicales lluviosos (Myers, 1988). Los bosques tropicales conservan un gran número de especies con complejas redes de interacciones bióticas, funciones y servicios ecosistémicos asociados (Andresen et al., 2018).

Dentro de las funciones y servicios que los bosques tropicales proveen se encuentra la regulación de patrones climáticos, prevención de desastres naturales y/o provisión de agua dulce y alimento. La biota es también responsable de la polinización, descomposición de materia orgánica, ciclos de nutrientes y la calidad del agua (Stork, 2018). Estos procesos sostienen funciones vitales a escala local y global (Brandon, 2015). A pesar de su inminente importancia, estos ecosistemas se encuentran altamente amenazados debido a actividades humanas (Giam, 2017; Myers, 1988) y entre las

principales amenazas de estos bosques se encuentran las actividades agrícolas, incluyendo el extensivo monocultivo de palma de aceite (Davis et al., 2020).

2.2 Principales amenazas de los bosques tropicales: cambio del uso de la tierra y expansión agrícola

En el presente estudio, el cambio del uso de la tierra se entiende como el proceso por el cual las actividades humanas transforman un paisaje natural para darle uso a la tierra, principalmente en términos económicos, como es el caso de la agricultura (Paul & Rashid, 2017). Una de las consecuencias de este proceso es la fragmentación del hábitat en el cual un paisaje continuo es transformado en parches más pequeños, generalmente englobados en una matriz distinta al hábitat original (Wilcove et al., 1986) que consecuentemente, resulta en la pérdida de hábitat (Fahrig, 2003).

Actualmente, los bosques tropicales están siendo rápidamente deforestados por causa de la tala, asentamientos humanos y principalmente, actividades agrícolas (Giam, 2017; Lambin et al., 2003; Laurance et al., 2014). Se conoce que entre el año 1960 y 2019, las áreas boscosas disminuyeron 0.8 millones km² a expensas de la expansión de 1.0 millón de km² de cultivos como caña de azúcar, soya, cacao y palma de aceite (Winkler et al., 2021). La agricultura ha provocado la modificación del paisaje que tiene implicaciones negativas en los ecosistemas (Lambin et al., 2003).

2.2.1 Principales consecuencias del cambio del uso de la tierra y de la pérdida de bosques tropicales

Una de las principales consecuencias del cambio del uso de la tierra y la pérdida de bosques tropicales es la pérdida de biodiversidad. Esto se debe a que la deforestación provoca la simplificación del ecosistema generando a su vez homogeneización biótica (disminución de la diversidad β). Esto se resume a la pérdida de especialistas y el aumento de generalistas en los sitios con usos de la tierra uniformes (Karp et al., 2018) que repercute negativamente en las redes tróficas e interacciones ecológicas, e impacta negativamente en las funciones y servicios brindados por el ecosistema (Gossner et al., 2016).

Se estima que la pérdida de bosques tropicales desaparecerá a 40% de las especies incluyendo 12% de las aves (Bradshaw et al., 2009). Muchas de las funciones y servicios del ecosistema también son modificados por el cambio del uso de la tierra y la pérdida de bosques (Metzger et al., 2006). Los bosques tropicales capturan parte del dióxido de carbono, por lo que la eliminación de estos impacta en la regulación del clima, contribuyendo a la mitigación del cambio climático (Gitz & Ciais, 2003). Además, la disponibilidad y calidad del recurso hídrico disminuyen con la deforestación y uso de agroquímicos asociado a diversos usos de la tierra (Meneses et al., 2015).

2.3 La palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.) sus características principales, importancia y su expansión en los trópicos

2.3.1 Biología, ecología y distribución natural de *Elaeis guineensis* Jacq.

La palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.) es una planta monocotiledónea de la familia Arecaceae y descrita por Jacquin en 1763 (Nair, 2010). Actualmente se encuentra en toda la región del trópico (GBIF, 2021) pero la hipótesis con mayor evidencia sobre su origen y distribución natural, indica que está proviene del este de África (Henson, 2012). El hábitat de *E. guineensis* ha sido descrito como franjas forestales, cercanas a ríos o áreas pantanosas de baja altitud (<500 msnm). Esta especie requiere altos niveles de humedad y luz, y debido a su naturaleza oportunista, no representa competencia para los bosques cuyos grandes doseles no permiten el crecimiento y desarrollo de la

especie (Henson, 2012). *E. guineensis* tiende a habitar zonas abiertas o en franjas aledañas a estas (Sowunmi, 1999), caracterizándola como una especie pionera; sus semillas suelen ser dispersadas por roedores y algunas aves (Corley & Tinker, 2015).

Los suelos preferidos por la palma de aceite suelen ser planos (<200 msnm), de poca fertilidad y las condiciones climáticas óptimas para su crecimiento son altas precipitaciones (100 a 150 mm mensuales), temperaturas cálidas (22 y 33°C) con al menos 2000 horas de luz al año (5 o 7 horas diarias; Nair, 2010). Luego de su germinación, la planta produce frutos a los 5 o 6 años desde su siembra y sus ciclos reproductivos son relativamente cortos (6 a 8 meses); además, esta planta es resistente al fuego, ya que sus tejidos son protegidos por una densa capa de hojas leñosas y las semillas suelen germinar exitosamente después de una etapa de fuego (Sowunmi, 1999).

2.3.2 Producción de aceites y la importancia comercial de *E. guineensis* Jacq.

La producción del aceite de palma se caracteriza por costos de producción relativamente bajos y un alto rendimiento del cultivo por hectárea, superando al resto de cultivos vegetales para aceite *e.g.*, soya, girasol o coco (Corley & Tinker, 2015). Esto le permite al cultivo de palma africana dominar en el mercado industrial y alimenticio (Carter et al., 2007).

Del cultivo de palma de aceite se obtiene el crudo de palma y de *kernel* que sirven como materia prima para artículos de consumo diario. Algunos de estos son: biodiesel, productos cosméticos (*e.g.* maquillaje) o de higiene (*e.g.* jabón y detergente) y productos alimenticios (*e.g.* galletas, masas, chocolate, mantequilla o helado, entre otros; WWF, 2020). El aceite crudo de palma (CPO) se extrae del mesocarpo y consiste en 44% ácido palmítico, 39% oléico, 11% esteárico y 5% de otros ácidos grasos, mientras que el aceite crudo de *kernel* (CPKO) se extrae del endospermo y está compuesto por 50% ácido láurico, 17% mirístico, 8% palmítico y 13% oléico y otros ácidos grasos esenciales (Siew, 2002). Ambos son semisólidos a temperatura ambiente, resistentes a la oxidación (le permiten mayor vida a los productos en los que se encuentran), son estables a altas temperaturas y no tienen sabor ni olor (no altera las propiedades de los productos; WWF, 2020).

Actualmente mayor parte de la producción mundial de aceite de palma proviene de Malasia (26.6%) e Indonesia (58.8%) en donde se encuentra la mayor parte de los monocultivos de palma de aceite (Murphy et al., 2021). En estos países, la expansión del cultivo se ha caracterizado por la deforestación de bosques tropicales (Vijay et al., 2016). La alta demanda global de los productos obtenidos a partir del cultivo de palma de aceite ha provocado que este se haya expandido a América latina, en donde la industria ha crecido lentamente (Furumo & Aide, 2017).

Entre 1990 y 2000, países como Colombia y Ecuador reportaron crecimientos anuales acelerados del 8.8% y 7.6% del cultivo, respectivamente (Basiron, 2002). En este continente se ha visto una dinámica más variada del cambio del uso de la tierra como respuesta a la expansión del cultivo, desplazando no solamente zonas boscosas, sino también cultivos de banano u otros usos incluyendo pastizales para el ganado (Furumo & Aide, 2017).

Debido a la importancia comercial de los productos obtenidos de las plantaciones de palma de aceite, en las últimas décadas se ha expandido considerablemente, pasando de 6 a 16 millones de hectáreas (Pirker et al., 2016). Para el año 2050 se espera que, la demanda global de este cultivo sea de 310 millones de toneladas al año, lo que podría representar un aumento considerable de área cultivada con palma de aceite (Paz, 2019).

2.3.3 Reemplazo de bosques tropicales por plantaciones de *E. guineensis* Jacq.

Debido a los requerimientos ambientales de la palma de aceite, sus cultivos se restringen al cinturón del trópico (GBIF, 2021). Esta región, contiene algunos de los ecosistemas con mayor biodiversidad del planeta, incluyendo los bosques tropicales lluviosos (Wilson & Peter, 1988). Debido a la alta demanda comercial por los aceites de la palma *E. guineensis*, las plantaciones continúan expandiéndose, lo que puede llegar a promover la pérdida de estos bosques tropicales (Vijay et al., 2016).

El reemplazo de los bosques tropicales por plantaciones de palma de aceite ha presentado dinámicas diferentes según de la región del mundo en donde ocurre. Según Furumo y Aide (2017), en muchos países de Latinoamérica, los cultivos de palma de aceite reemplazan zonas previamente transformadas a usos de la tierra distintos a los bosques tropicales, como pastizales o plantaciones de banano. Por el contrario, en países del sudeste de Asia, el 45% de las plantaciones ha reemplazado bosques tropicales (Vijay et al., 2016).

La pérdida de bosques tropicales, por la expansión de las plantaciones de palma de aceite, es problemática para la biodiversidad y servicios ecosistémicos, ya que estas homogenizan las características del hábitat (*e.g.*, estructura del bosque, simplificación de sustratos en ríos, menor disponibilidad de hojarasca y condiciones ambientales; Faruk et al., 2013). Estas plantaciones, son estructuralmente poco complejas en comparación con los bosques tropicales; por ejemplo, las plantaciones tienen una estructura uniforme de la edad de las plantas, el sotobosque suele ser escaso, el dosel se caracteriza por ser uniforme y bajo, el microclima es poco estable y las plantas son reemplazadas en ciclos de 25-30 años (Fitzherbert et al., 2008).

2.4 Consecuencias del cultivo de palma de aceite

La palma de aceite se ha asociado en diversos estudios a la deforestación de bosques, simplificación de ecosistemas, pérdida de diversidad biológica (Vijay et al., 2016) y modificación de servicios ecosistémicos como la calidad del agua (Córdoba et al., 2019). A continuación, se mencionan las principales consecuencias a nivel de biodiversidad, funciones y servicios de los ecosistemas acuáticos.

2.4.1 Pérdida de biodiversidad

La pérdida de biodiversidad es una de las consecuencias más evidentes de las grandes plantaciones de palma de aceite. En una revisión bibliográfica realizada por Fitzherbert et al., (2008) se comparó la biodiversidad en bosques y plantaciones de palma de aceite reportada en varios estudios. Se evidenció que, en cuanto a la riqueza de especies, las plantaciones de palma de aceite conservan menos de la mitad de las especies de vertebrados que los bosques primarios. Además, en la mayoría de los artículos de la revisión, se observó que las plantaciones de palma de aceite conservaban menor riqueza de especies que los bosques secundarios o bosques para tala.

La revisión bibliográfica también mostró que muchos estudios reportan diferencias significativas en la composición de la fauna entre bosques primarios y palma de aceite; las especies que se pierden en las plantaciones tienden a ser las que tienen dietas especializadas, que dependen de características del hábitat que no se encuentra en las plantaciones o que tienen pequeños rangos de distribución. Las composiciones de especies son generalmente dominadas por pocas especies generalistas que usualmente no se encuentran en el bosque o son especies invasoras (Fitzherbert et al., 2008).

Algunos estudios con insectos (*e.g.*, Brühl & Eltz, 2010), anfibios (*e.g.*, Faruk et al., 2013) y mamíferos (*e.g.*, Pardo et al., 2018) ejemplifican las problemáticas alrededor de la biodiversidad en las plantaciones de palma de aceite, tales como la pérdida de especies, menor riqueza o abundancia y cambios en la composición de especies en las plantaciones en comparación con los bosques. Además, muestran que los resultados son variados según los taxones lo que resalta la importancia de continuar investigando sobre los impactos que tiene la palma de aceite en distintos grupos.

Con el fin de evaluar si una matriz agrícola con plantaciones de palma de aceite es apta como hábitat para especies de hormigas nativas del bosque, en el este de Sabah, Malasia, se estableció transectos dentro de plantaciones de palma de aceite y bosques. Se obtuvo un total de 23 especies de hormigas y se observó que las plantaciones mantienen el 5% de las especies que se encuentran en los bosques y, además, en la composición de especies se mostró dominancia de *Anoplolepis gracilipes*, especie invasora, en las plantaciones (Brühl & Eltz, 2010). Esta reducción en el número de especies nativas del bosque y la dominancia de *A. gracilipes* es atribuida a la ausencia de hojarasca (pérdida de hábitat) para anidar y las condiciones microclimáticas en las plantaciones que se caracterizan por calor y sequedad (Brühl & Eltz, 2010).

En el estudio de Faruk et al., (2013) se hipotetiza que la biodiversidad de anfibios es más baja en las plantaciones y que éstas mantienen una mayor proporción de especies tolerantes a los disturbios que los bosques. Se muestrearon 57 puntos en Malasia (22 en bosque y 35 en plantaciones de palma de aceite) que se encontraban en ambientes terrestres, zona ribereña -cuando estaba presente- o en ríos y se encontró que la riqueza y abundancia no varió significativamente entre las plantaciones y el bosque; sin embargo, la composición de las comunidades sí (Faruk et al., 2013). Ejemplo de esto son *Hylarana erythraea* y *Fejervarya nicobariensis* que se asocian a los ríos en plantaciones de palma de aceite; por el contrario, *Phrynoidis aspera* y *Odorana hosii* se asocian a los ríos dentro de los bosques (Faruk et al., 2013).

En cuanto a mamíferos, un ejemplo que compara la riqueza, abundancia y composición de especies terrestres entre plantaciones de palma de aceite y bosques ribereños de Colombia es el realizado por (Pardo et al., 2018) en el que con cámaras trampa se estudió mamíferos medianos y grandes en 33 sitios dentro de las plantaciones y 23 dentro de los bosques ribereños. La riqueza reportada dentro de las plantaciones es 47% menor en comparación con la reportada en los bosques (Pardo et al., 2018). En cuanto a la abundancia se encontraron respuestas diferenciadas a las plantaciones según las especies; efectos negativos (*e.g.* paca y agutí), positivos (*e.g.* zorros, jaguarundis y venado de cola blanca) y algunas especies tuvieron efectos neutros (*e.g.* osos hormigueros gigantes y menores, ocelotes, mapaches y zarigüeyas comunes); una tendencia marcada en el estudio es la disimilitud en la composición de especies entre la plantación y el bosque (Pardo et al., 2018).

2.4.2 Alteración de ecosistemas ribereños

A los límites entre ecosistemas (zona de transición) se les conoce como ecotonos (Holland et al., 1991) y de forma muy general, se puede entender como una membrana semipermeable que regula el flujo de materia y energía entre parches vecinos (Naiman & Décamps, 1997) que tiene influencia en el ecosistema fronterizo (Hufkens et al., 2009). Un ejemplo de ecotono es la vegetación ribereña, que se ubica intermedia entre ecosistemas terrestres y acuáticos y engloba muchas de las características de una zona de transición (Risser, 1990).

La vegetación ribereña, se define como largas franjas de vegetación que colonizan las zonas adyacentes en las orillas de sistemas acuáticos, como ríos, lagos, arroyos, entre otros (Fischer et al.,

2001). Debido a su posición en el espacio, integran interacciones entre componentes del ecosistema acuático y terrestre siendo estos ambientes dinámicos caracterizados por gran diversidad de procesos ecológicos (Naiman, et al., 2005). Algunos de los servicios ecosistémicos que brinda la vegetación ribereña son de aprovisionamiento como recursos genéticos (*e.g.* semillas o esporas) y biomasa (*e.g.*, plantas maderables) o de regulación y mantenimiento como la transformación de salidas bioquímicas o físicas (*e.g.*, reducción de sedimentos y partículas tóxicas en el agua), o bien contribución por polinización a los cultivos o hábitat para especies en peligro (Riis et al., 2020).

La vegetación ribereña evidencia el vínculo entre los ecosistemas terrestres y los acuáticos (Romanelli & Buss, 2015). La pérdida o modificación de esta vegetación, impacta negativamente los ecosistemas acuáticos ya que esta regula la radiación solar y la temperatura (Luke *et al.*, 2019), y reduce la erosión y deposición de sedimentos en los cuerpos de agua (*e.g.* fósforo y nitrógeno) (Osborne & Kovacic, 1993).

Además, la pérdida o modificación de la vegetación ribereña, provoca la reducción de microhábitats, lo que genera un ambiente homogéneo que conlleva a una homogeneización biótica (Petsch, 2016). Por consiguiente, la deforestación de la vegetación ribereña provoca comunidades ricas en especies generalistas y tolerantes pero que carecen de especies sensibles o vulnerables (Lougheed et al., 2008). Esto provoca la pérdida de diversidad funcional, taxonómica y genética; y hace a las comunidades menos resilientes, con menos funciones del ecosistema y con mayor vulnerabilidad a enfermedades (Petsch, 2016; Siqueira et al., 2015).

2.4.3 Alteración de la biota acuática

La mayoría de los estudios enfocados en los impactos de la palma de aceite se centra en los componentes terrestres, únicamente el 15% de estos se enfoca en la biota acuática dentro de las plantaciones (Rojas-Castillo *et al.*, 2023). Sin embargo, esto no es una situación que se limite a las plantaciones de palma de aceite, ya que el 60% de las investigaciones publicadas en el período de 2002 a 2006 son terrestres y solo un 9% son investigaciones de agua dulce (Menge et al., 2009). Es por esto, que es necesario enfocar los esfuerzos de investigación en los impactos que tiene la palma de aceite en los ecosistemas acuáticos.

Algunos de los taxones mayormente utilizados para evaluar los impactos de la palma de aceite en ecosistemas acuáticos son los peces, porque se caracterizan por ser tope en la cadena alimenticia y responden significativamente a casi todas las perturbaciones antropogénicas (Li et al., 2010). Otro grupo ampliamente estudiado son los macroinvertebrados, que son componentes claves para la cadena alimenticia que unen la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes con otros niveles tróficos; la mayoría de los taxones tienen sitios específicos con condiciones ecológicas muy particulares, por lo que son sensibles a cambios ambientales en el corto tiempo, lo que los convierte en excelentes bioindicadores del ambiente (Li et al., 2010).

Un estudio en el que los macroinvertebrados son bioindicadores de los efectos del cultivo de palma de aceite es el realizado por Mercer et al., (2014) en Indonesia en el que se comparó cuatro ríos en bosque y cuatro ríos en cultivo de palma de aceite. En este se reporta mayor abundancia de macroinvertebrados en bosques en comparación con cultivos (Coleoptera y Hemiptera ausentes en el cultivo) y lo atribuyen principalmente a los sedimentos erosionados que aumentan la turbidez del agua, así como a la reducción de la cobertura vegetal.

Otro ejemplo de esto es el estudio de Luke et al. (2017) en donde se reporta que la abundancia de especímenes adultos del orden Odonata fue constante en todos los tipos de uso de la tierra del estudio (bosque, bosque para tala, cultivos de palma de aceite con y sin bosque ribereño). Sin embargo, las larvas disminuyeron con mayor perturbación, estando ausente en la palma de aceite que podría indicar que, en un futuro, organismos adultos no serán encontrados en las plantaciones. También reportaron gran similitud entre las especies presentes en la palma de aceite con bosque ribereño en comparación con el bosque; en cuanto a la composición de la comunidad, reportaron cambios en la composición de adultos y larvas, siendo Anisoptera mucho más abundante y rico que adultos de Zygoptera en sitios perturbados por la palma de aceite.

Luiza-Andrade et al. (2017) demostraron la influencia del cultivo de palma de aceite en la composición taxonómica y funcional de insectos acuáticos. Determinaron que los ríos asociados a palma de aceite se caracterizaban por mayores temperaturas, materia orgánica y pH, entre otros parámetros; mientras que los ríos asociados a bosques se caracterizan por mayor cobertura del bosque ribereño, entre otras variables. En los ríos asociados a palma de aceite predominaron las especies generalistas debido a la pérdida de hábitat (Luiza-Andrade *et al.* 2017). Así mismo, los cambios en las comunidades de los insectos acuáticos fueron explicadas por la materia orgánica, pH y temperatura del agua (Luiza-Andrade et al., 2017)

En cuanto a investigaciones realizadas con peces, Ferreira & Begot (2018) hipotetizaron que los ríos asociados a plantaciones de palma de aceite serían más heterogéneos (limitando la presencia de varias especies de peces) y que los ríos asociados a bosques, tendrían mayor diversidad de peces. El estudio evaluó un total de 17 ríos (8 en fragmentos de bosque y 9 en plantaciones de palma de aceite) y no encontraron diferencia significativa de riqueza entre los sitios de estudio; sin embargo, la composición de especies sí varió, ya que 56 especies se reportan exclusivamente en los ríos de palma de aceite y 44 en los bosques.

Los peces fueron utilizados como bioindicadores en un estudio realizado por Giam et al. (2015) en Indonesia en donde se evaluó la efectividad de las zonas ribereñas para la conservación de los peces. Este estudio demostró que la riqueza y biomasa es muy similar entre la zona ribereña y el bosque continuo pero que es mucho menor en las plantaciones de palma de aceite. Además, la composición de especies de peces fue diferente entre el cultivo y el bosque o zona ribereña.

El estudio de Chua et al. (2020) demostró que hay rasgos predominantes en los peces según el uso de la tierra; en los peces del bosque predominaban los de mayor masa corporal. Por el contrario, los peces dentro de los cultivos con bosque ribereño, el rasgo predominante fue la posición de la boca. Además, en cuanto a la composición de las comunidades, se reportaron 63 especies, de las cuales 17 estaban significativamente asociadas a la palma y 4 al bosque ribereño.

Los estudios presentados en esta sección tienen como recomendaciones prestar atención a la conservación y mantenimiento de la vegetación ribereña en paisajes afectados por el cambio del uso de la tierra (Luiza-Andrade et al., 2017; Luke et al., 2017; Mercer et al., 2014). Si bien los efectos de la pérdida y modificación de vegetación ribereña en ecosistemas acuáticos aún no están del todo comprendidos, debido a que, los grupos taxonómicos responden de forma distintas a estas pérdidas, por ello, es necesario continuar investigando los impactos que esto tiene en las comunidades acuáticas (Dala-Corte et al., 2020).

2.4.3.1 Perifiton: bio-herramienta de gran potencial, pero poco conocida

Las algas son microorganismos fotosintéticos que varían en forma, tamaño y grupo taxonómico y esta misma variabilidad es la que las ha hecho tan exitosas en términos evolutivos, pudiéndose adaptar a una gran diversidad de ambientes; las algas pueden encontrarse como fitoplancton de vida libre o algas periféricas que se asocian a un sustrato, como hojas, rocas o troncos (Brönmark & Hansson, 2005). A esta última forma de vida, se le conoce como perifiton o *biofilm* y está compuesto por una mucosa de polisacáridos de microorganismos autótrofos y heterótrofos como algas verdes, diatomeas, bacterias, hongos, protozoos, zooplancton e invertebrados pequeños; por lo general se desarrolla en rocas, plantas sumergidas en el agua o sedimentos (Stevenson & Bahls, 1999).

La comunidad de perifiton es sensible a variables como la corriente de agua, los sustratos disponibles, composición química del agua, disponibilidad de nutrientes, intensidad de la luz, temperatura y otros factores como la topografía, uso del suelo, geología y el tipo de vegetación (Wu, 2017). El perifiton puede ser un buen indicador de los impactos que se dan en el ambiente según el cambio del uso de la tierra (Montuelle et al., 2010). Además, los microorganismos presentes en el *biofilm* se caracterizan por la interdependencia metabólica, que les permite el reciclaje de nutrientes y la utilización de la materia orgánica por bacterias y protistas en procesos biológicos (Wu, 2017).

En general, puede decirse que la presencia, abundancia, crecimiento y composición del perifiton son influenciados por perturbaciones, factores de estrés, recursos, condiciones hidráulicas e interacciones bióticas, y el perifiton, a su vez, afecta la química del agua, disponibilidad de hábitat y dinámica de la red alimentaria (Larned, 2010). Las alteraciones en los ensamblajes de perifiton son importantes de evaluar, porque estos pueden afectar a otros niveles en las cadenas tróficas y así al aprovisionamiento de varios servicios ecosistémicos (Dickman et al., 2008).

A pesar de su importancia en el ecosistema y de su rol como bioindicador, el perifiton no ha sido utilizado para estudiar los impactos en las plantaciones de palma de aceite en los ecosistemas acuáticos; sin embargo, existen algunos ejemplos relevantes en los que se utilizan los componentes algales del perifiton como bioindicador del cambio del uso de la tierra.

2.4.3.2. Perifiton como bioindicador de cambios en el uso de la tierra

En el estudio de (Quinn et al., 1997) se evaluó arroyos que corrían a través de pastos, bosques nativos y bosques de pinos exóticos. Este estudio reportó que las áreas con pastos tenían tasas de fotosíntesis significativamente mayores y mayor biomasa de perifiton, debido principalmente a la pérdida de vegetación ribereña que permitía mayor entrada de luz a los cuerpos de agua. y así 2.2°C mayores de temperatura en estos arroyos. También reportaron mayores concentraciones de nitratos que permitían mayores concentraciones de algas en los arroyos de estudio.

Von Schiller et al. (2007) estudió la biomasa algal en sitios de (1) bosque, (2) influencia de urbanización y (3) zonas agrícolas; se estudió la respuesta de la biomasa de perifiton a concentraciones de nitratos, fosfatos y luz. Los resultados demuestran que la luz es el principal factor que afecta la biomasa algal, además, esta fue generalmente mayor en sitios con doseles abiertos que en sitios con dosel denso y cerrado con poca entrada de luz. Sin embargo, en este estudio, no hubo una asociación entre la cantidad de nutrientes y la biomasa de perifiton, lo que demuestra que la vegetación ribereña es un factor clave para el crecimiento del perifiton, más allá de la cantidad de nutrientes disponibles.

La respuesta del perifiton, específicamente diatomeas, a la calidad del agua por los impactos del cambio del uso de la tierra, fue estudiada por Bere & Tundisi (2011) quienes compararon cuerpos de agua lóticos asociados a bosque, área agrícola, área urbana y áreas en preparación para cultivar. La calidad de agua tendía a disminuir a medida que pasaba por las áreas urbanas debido a las descargas domésticas e industriales por lo que los cuerpos de agua asociados a las zonas urbanas se caracterizan por tener mala calidad del agua y asociarse a especies como *Diademesia dissimilis*, *Frustulia rhomboides*, *Surirella robusta*, *Nitzschia scalaris*. Los cuerpos de agua asociados a bosques y cultivos se relacionaron con alta cobertura del dosel (que, a su vez, se correlaciona negativamente con luz y temperatura) y se asoció a bajos niveles de DBO (que se correlaciona positivamente con concentraciones de nutrientes), por lo que algunas especies de diatomeas como *Thalassiosira weissflogii*, *Orthoseira dentroteres*, *Meridion anceps*, *Melosira varians* entre otras se encontraban en estos sitios (Bere & Tundisi, 2011).

Otro estudio importante fue el realizado por Burgos-Caraballo et al. (2014). En este se analizó la composición de las películas de biofilm en ríos tropicales de Puerto Rico que atravesaban un gradiente de ambientes explorando así la relación entre las condiciones de cada uso de la tierra (bosque, pastizales/cultivos y zona urbana), la composición de las comunidades y la diversidad de las algas del *biofilm*. Se encontró que la diversidad y riqueza no varió significativamente en los usos de la tierra y que los nitratos en agua fueron la variable que pudo explicar bien las variaciones en las comunidades del *biofilm*. Las autoras además concluyen que las condiciones locales en cada río (e.g. fisicoquímicos o luz) son los que determinan la estructura de las comunidades de las algas del *biofilm*, más allá del tipo de uso de la tierra en cada cuenca.

En un estudio realizado por Tromboni et al. (2019) se evaluó el perifiton de ríos que atravesaban sitios de bosque, cultivos/pasto e intermedia cobertura ribereña. En este hubo una transición, en los ríos en la limitación de la luz a limitación de nutrientes a medida que los ríos entraban en segmentos deforestados. Con la deforestación, se dio un aumento en la biomasa del perifiton y en sitios perturbados fue mayor la proporción de taxones que son tolerantes a la luz y nutrientes. Además, se reportó correlación positiva (1) entre taxones de algas y el porcentaje de cobertura del dosel y (2) entre abundancia de algas y la concentración de fósforo soluble.

El perifiton es un valioso bioindicador de las consecuencias de las perturbaciones en el ambiente en ecosistemas acuáticos y son varias las investigaciones que han estudiado las respuestas en el perifiton al cambio en el uso de la tierra. Sin embargo, hasta el momento, no se conocen estudios en los que se incluya al perifiton como bioindicador de los impactos de las plantaciones de palma de aceite. Por esto y por la importancia que tiene como productor primario, el perifiton es el objeto de estudio en esta investigación.

2.4.4 Alteración de servicios ecosistémicos

Un ecosistema es la integración de elementos bióticos y abióticos en un área definida; una de sus características, es que es a este nivel ocurren procesos importantes, tales como los ciclos de carbono, agua o nutrientes (Harrison & Hester, 2010). Los procesos que se dan dentro de un ecosistema determinan el funcionamiento del mundo y el *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) ha nombrado servicios ecosistémicos (MEA, 2005). Los servicios ecosistémicos son una construcción humana que clasifica y explica el funcionamiento y los beneficios que se obtienen de los ecosistemas e.g., fijación de nitrógeno, descomposición de materia orgánica e interacción entre organismos (Harrison & Hester, 2010).

Los servicios ecosistémicos son interdependientes entre ellos y también con los organismos en un ecosistema. Un ejemplo de esto es la productividad primaria que depende de los organismos que la llevan a cabo y se mantiene si el ciclo de nutrientes lo hace; a su vez, permite el buen funcionamiento de servicios de aprovisionamiento (Harrison & Hester, 2010). Sin embargo, el funcionamiento de los servicios ecosistémicos ha sido alterado por las actividades humanas a lo largo de la historia, incluyendo el cambio del uso de la tierra (Harrison & Hester, 2010).

2.4.4.1 Calidad del agua

La calidad del agua es una forma de expresar la idoneidad de esta para sustentar varios usos o procesos. Es por esto que, la calidad del agua puede medirse con algunas variables que indican la calidad o el estado de la misma (Meybeck et al., 1996). Como servicio ecosistémico, es clasificado como un servicio de soporte ya que permite la prestación de otros servicios como recreación o acceso a agua potable (Keeler et al., 2012).

Un ejemplo de la modificación de la calidad del agua en plantaciones de palma de aceite es el estudio realizado por Chellaiah & Yule (2018) en el que se estudiaron los impactos de la palma de aceite en bosque nativo, palma de aceite con bosque ribereño (con y sin uso de pesticidas/herbicidas) y palma de aceite sin bosque ribereño. Se determinó que la cobertura foliar influenciaba la cantidad de luz que llegaba al río que, a su vez, tenía influencia en la temperatura del agua. Los ríos que estaban en las plantaciones sin bosque ribereño tenían mayores concentraciones de fósforo y potasio debido al uso de fertilizantes.

2.4.4.2 Productividad primaria

La productividad primaria es considerada un servicio ecosistémico de soporte, es fundamental para todos los tipos de servicios ecosistémicos y depende de la biodiversidad (Harrison & Hester, 2010). Esta se define como la tasa a la que se integra la energía en los cuerpos de los organismos en forma de biomasa y la capacidad que tiene una comunidad de transformar energía (Wu, 2017). La productividad primaria que proveen los ecosistemas acuáticos es principalmente por los microorganismos fotosintéticos que allí habitan (Boynton et al., 1983). El perifiton, hace contribuciones importantes en cuanto a la productividad primaria y niveles de oxígeno que hay en un cuerpo de agua (Wu, 2017).

Los factores que pueden regular los patrones temporales y magnitud de la productividad primaria en un ecosistema acuático pueden ser bióticos como la abundancia y composición de especies microscópicas fotosintéticas; o bien, abióticos, tales como luz, temperatura o nutrientes (Boynton et al., 1983). La productividad primaria, puede cuantificarse mediante la medición del principal pigmento fotosintético, clorofila α (Wu, 2017). Esta es también una forma directa de medir la cantidad de organismos fotosintéticos en un cuerpo de agua (Higgins, 2014).

2.5. Franja Transversal del Norte y Ecorregión Lachuá

La Franja Transversal del Norte (FTN) abarca 8,776 km² y en Guatemala incluye parte de los departamentos de Quiché, Alta Verapaz e Izabal. Inicialmente el territorio estaba cubierto de bosques latifoliados y con la ley de Transformación Agraria del año 1962, el territorio inició abruptos cambios en los usos de la tierra (MAGA, 2012). El 96% de la FTN, tiene una topografía debajo de los 1000 msnm con un relieve dominado por Karst. La mayor parte de la región posee un clima cálido tropical caracterizado por precipitaciones abundantes, por encima de los 2,000 mm anuales, y una temperatura media anual mayor a 24°C (SEGEPLAN, 2011).

Actualmente en la FTN, la cobertura forestal es escasa, se reportó que para el año 2012 la región solo contaba con el 40% de bosque. Esta deforestación no ha sido homogénea, el departamento de Izabal ha sido el más afectado en la zona, mientras que el departamento de Alta Verapaz ha sido el menos afectado. Se ha enfatizado que debido a los tipos de suelos presentes en la FTN (16% de suelos de los Cerros de Calizas y 83.9% de suelos de las Tierras Bajas del Petén-Caribe) el área no tiene vocación agrícola ya que los suelos de origen calizo no soportan el laboreo de cultivos intensivos y se erosionan fácilmente (MAGA, 2012). Sin embargo, esto no impide que la agricultura continúe expandiéndose en esta zona.

Dentro de la FTN, uno de los últimos remanentes de bosques lluviosos en Guatemala del arco húmedo, es la Ecorregión Lachuá (EL), que está conformada por la zona de influencia (49 comunidades humanas, la finca municipal Salinas Nueve Cerros y 6 fincas privadas) y el Parque Nacional Laguna Lachúa (PNLL). El PNLL fue incorporado al Sigap en 1975, como Área de Protección Especial y en 1996 fue declarado área protegida con la categoría de Parque Nacional; además, en el año 2006, fue declarado un sitio de importancia RAMSAR (CONAP, 2003).

La EL, se encuentra en las tierras bajas del norte de Guatemala, en el departamento de Alta Verapaz, municipio de Cobán, entre los ríos Chixoy e Icbolay y las montañas de la Sultana (Méndez *et al.*, 2008). Las características climáticas, topográficas y geológicas hacen que la vegetación, sea similar a la de los bosques bajos (*e.g.*, Izabal, Petén, norte de Quiché, Huehuetenango y Alta Verapaz). La precipitación anual, las condiciones bióticas y orográficas son las variables a las que responde la estructura de la vegetación (Méndez *et al.*, 2008).

El clima de la región se caracteriza por tener una humedad relativa anual mayor del 90 % y temperatura promedio de 25.3°C, predominando dos épocas: seca y lluviosa; la época seca se da de febrero a abril y la lluviosa de junio a octubre. Se estima que en la época lluviosa llueven 150 días al año, siendo un promedio anual de 3,300 mm (CONAP, 2003). La EL, se localiza en la provincia fisiográfica de las tierras altas sedimentarias, con dos tipos de relieves: (1) parte norte y central del PNLL que son tierras planas con altitudes de 180 msnm en promedio y (2) colinas con altitudes en el rango de 300 a 750 msnm (CONAP, 2003). Los suelos del área son otra característica importante ya que se caracterizan por ser kársticos y poco profundos, con buen drenaje; además, la mayoría de los suelos tienen vocación forestal y de conservación, mientras que menos del 5% del área tiene potencial agrícola (CONAP, 2003).

Las asociaciones vegetales que se han reportado en el área son Bosque Muy Húmedo Subtropical Cálido y Bosque Subtropical Pluvial (CONAP, 2003) y según Castañeda (1997) hay 210 especies de plantas. 99 especies arbóreas, 8 arborescentes, 37 arbustivas, 33 hierbas, 31 epífitas, 2 árboles y hierbas parásitas (Castañeda, 1997; CONAP, 2003). Las especies vegetales que predominan son de hoja ancha, tales como el cedro (*Cedrela odorata*), caoba (*Sweitenia macrophylla*) y la pimienta (*Pimenta dioica*), entre otros; mientras que las especies más frecuentes son *Dialium guianense*, *Calophyllum brasiliense*, *Terminalia amazonia*, *Vochysia guatemalensis*, *Ceiba pentandra* y *Orbignya cohune* (Castañeda, 1997)

Por otro lado, la EL conserva una quinta parte de las especies de mamíferos del país, tales como el jaguar (*Panthera onca*), el tapir (*Tapirus bairdii*), murciélago de ventosas (*Thyroptera tricolor*), mono aullador negro (*Alouatta pigra*), murciélago insectívoro (*Bahuerus dubiaquercus*) y puma (*Puma concolor*), entre otros (CONAP, 2003). Algunos de los fenómenos interesantes en el área, son el paso de aves migratorias, ya que la EL se convierte en una ruta de paso o destino final para algunas

especies como el cigüeñón (*Mycteria americana*), el pato real (*Cairina moschata*) y el pato azulejo (*Anas discors*; CONAP, 2003).

La EL se encuentra dentro de la cuenca del Usumacinta, que se comparte con México y Belice. La mayor parte de la cuenca se encuentra dentro del territorio guatemalteco. Esta región, conocida como la provincia íctica Usumacinta-Grijalba, es de las zonas con mayor precipitación y endemismo ictiológico de toda Mesoamérica (Barrientos et al., 2018). Debido a esto, la EL se caracteriza por tener una gran variedad de ecosistemas acuáticos (e.g., humedales, planicies inundadas y una compleja red hídrica), que hospedan altos niveles de biodiversidad (CONAP, 2003).

El cuerpo de agua principal es la Laguna Lachuá (extensión de 400 ha y profundidad de 222 m), esta se encuentra dentro los límites del PNLL. Los afluentes principales de la laguna son el río Peyán y el río Escondido que drena en el río Chixoy a través de los ríos Lachúa y Altamar, que son afluentes del río Icbolay. En general, todas las fuentes de agua de la EL se caracterizan por ser kársticas, con alto contenido de azufre y altas concentraciones de calcio. Todo el sistema, pertenece a tres subcuencas (Río Chixoy, Icbolay e Ixloc), que están conformadas por otras 14 microcuencas (CONAP, 2003). Se conocen 35 especies de peces en los ríos y la laguna Lachuá, los que son parte de la gran cuenca del río Usumacinta, de los cuales se pueden resaltar *Petenia splendida*, *Thorichthys meeki*, *Potamurus nelsoni* y *Batrachoides goldmani* que son endémicas de la provincia (Granados, 2001). También, se han reportado 79 taxones de macroinvertebrados de los filos Annelida, Nematomorpha, Mollusca y Arthropoda (García et al., 2010).

2.5.1. Descripción de usos de la tierra de estudio en la Ecorregión Lachuá

El bosque tropical del PNLL tiene las características descritas con anterioridad: asociaciones vegetales características de bosque muy húmedo subtropical Cálido y bosque subtropical pluvial (CONAP, 2003), similares a la vegetación de los bosques bajos en Guatemala (Méndez et al., 2008). Una característica que resalta de las áreas boscosas en la EL, es que tienen un legado histórico en los Jardines Forestales Mayas, que puede explicarse por la existencia de Salinas Nueve Cerros, ya que 49 de 209 especies vegetales, están presentes en huertos familiares y 10 se asocian a la presencia de caoba, lo que sugiere una conexión cultural ancestral (Avendaño, et.al. 2018).

Un potrero se define como un área de pastizal compuesta por pastos naturales o introducidos que se utilizan para alimentación del ganado; pueden contar con la presencia de árboles y/o arbustos, que en ocasiones se emplean como cercos vivos o cumplen la función de generar sombra y/o alimento para el ganado y algunos cuentan con zonas inundables que abastecen de agua los bebederos (Méndez et al., 2008). En la Ecorregión Lachuá (EL), los potreros iniciaron su expansión a partir de los años 90 y hoy en día constituyen uno de los usos más representativos de la zona (Méndez et al., 2008). Gran parte de la palma de aceite cultivada en el país ha reemplazado zonas de potreros, que 20 años atrás eran bosque (Furumo & Aide, 2017).

La palma de aceite (*Eleais guineensis* Jacq.) es una planta nativa de África que se utiliza en la producción de aceites con relevancia en el mercado internacional. Todos los cultivos de esta especie están en la región del trópico (GBIF, 2021) porque sus requerimientos fisiológicos oscilan en precipitaciones mayores a 2000 mm anuales, temperaturas de 22 a 30°C y altitud por debajo de los 500 msnm (Arias et al., 2009). Una de las principales problemáticas del cultivo de palma de aceite en el ambiente, se asocia a los pesticidas empleados en estas plantaciones (Tenaganita, 2002). También se le ha asociado a la pérdida o modificación de la vegetación ribereña (Luke et al., 2019), lo cual afecta directamente a los cuerpos de agua dulce y a la calidad del recurso hídrico. Según la Mesa

Redonda sobre Aceite de Palma Sostenible (Roundtable on Sustainable Palm Oil, RSPO), estas plantaciones, para ser registradas como sostenibles, deben preservar y mantener franjas de vegetación ribereña (RSPO, 2013); sin embargo, muchas no cumplen estos requisitos en su totalidad.

2.5.1.1. La palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.) en Guatemala y la FTN

En Guatemala este cultivo ha experimentado una rápida expansión territorial desde la década de 1990 cuando el mismo buscaba sustituir los cultivos de algodón (Solano, 2015). Recientemente, se reportó que para el año 2014, las plantaciones en Guatemala reemplazaron principalmente potreros y cultivos de banano (5409 ha) y contrario a esto, en Petén, la palma de aceite ha reemplazado mayoritariamente bosques (10,296 ha; Furumo & Aide, 2017). Actualmente, este cultivo figura como uno de los más importantes para el país ya que a nivel mundial se encuentra en la sexta posición de países productores (Index Mundi, 2021). La expansión de este cultivo se ha dado principalmente en las tierras bajas de la Franja Transversal del Norte (Alta Verapaz, Izabal, Quiché) y la región de Petén (Solano, 2015).

Las tierras bajas de la Franja Transversal del Norte (FTN) abarcan un total de 8,776 km² del territorio nacional y previo al año 1962 se encontraba cubierta principalmente por bosques latifoliados; en esta región, el cultivo de palma de aceite se inició a instaurar en el año 2006 (MAGA, 2012). Hoy en día, en la región norte del país, en donde se encuentra la FTN, está el 59% del área cultivada en el país (GREPALMA, 2019).

2.5.2 Estudios de cambios en el uso de la tierra

La EL en Guatemala, a pesar de ser un importante remanente boscoso, es un área altamente impactada por el cambio del uso de la tierra. Dentro del PNLL, debido a su geografía accidentada, el área mejor conservada es la sur, mientras que, en las zonas de influencia, ha habido un inadecuado uso de la tierra por lo que la cobertura boscosa está fragmentada quedando únicamente parches de bosques aislados, así como algunos fragmentos de bosques continuos en donde se extraen constantemente especies de valor comercial como el rosul, cedro y caoba (CONAP, 2003).

En un estudio por Avendaño et al., (2005) se determinó los porcentajes de usos de la tierra en la EL y reportaron que el bosque denso y ralo representa un 35% del área total, los guamiles altos 38%, guamiles bajos 6%, cultivos limpios y potreros el 18% y la Laguna Lachúa con el Río Chixoy corresponden al 3% restante. Además, determinaron que el deterioro forestal, se concentra principalmente en el PNLL y los lomeríos, sin embargo, a pesar de la pérdida de la cobertura forestal original, la presencia de guamiles puede generar hábitat para que algunas especies habiten el área (Avendaño, et al., 2005)

En otro estudio realizado por Quezada et al., (2014) se analizó el cambio del uso de la tierra desde el año 1962 (cantidad de bosque: 2,390 ha) hasta el 2011 (cantidad de bosque: 1,070 ha) en la EL y reportaron una pérdida del 55.3% del bosque que fue aumentando paulatinamente en los años de estudio; también, reportaron que los sitios localizados fuera del PNLL perdieron alrededor del 80 al 100% de la cobertura. Los asentamientos humanos, carreteras y cultivos anuales fueron las mayores causas de deforestación en los primeros años (1962–1987), sin embargo, durante los últimos años (1987–2011), el establecimiento de potreros pasó a ser la principal causa de pérdida de bosque.

2.5.3 Estudios de biodiversidad y servicios ecosistémicos en la Ecorregión Lachuá dentro del contexto del cambio del uso de la tierra

Otros de los estudios que han abordado el cambio del uso de la tierra en la EL y se han enfocado en los impactos del uso de la tierra en servicios ecosistémicos como la calidad del agua (Rojas et al., 2022) o en la biodiversidad con taxones terrestres como macrohongos (Quezada, 2005), escarabajos asociados a macrohongos (Orellana & Quezada, 2015) y escarabajos coprófagos (Avendaño, Morón-Ríos, et al., 2005) o bien, taxones acuáticos como macroinvertebrados (García et al., 2010). A continuación, se resaltan los resultados de las investigaciones realizadas enfocadas en los impactos del cambio del uso de la tierra.

2.5.3.1 Estudios de biodiversidad terrestre

En la EL, se han realizado estudios importantes que demuestran los impactos del cambio del uso de la tierra en los ecosistemas terrestres, como el realizado por Avendaño, Morón-Ríos, et al. (2005) con escarabajos coprófagos en donde se demostró que los bosques continuos tenían mayor riqueza de especies, seguidos por los otros usos de la tierra. En este estudio, se consideró a los parches de guamiles, como un uso “intermedio” de la tierra entre los bosques y guamiles continuos; además, los parches de guamiles presentaron mayor riqueza de especies, indicando que especies transitorias que toleran esas condiciones, llegan a los guamiles desde los bosques continuos.

Otro estudio realizado en la EL por Quezada (2005) demostró que el bosque tenía mayor riqueza de hongos del orden Agaricales y Aphylophorales en comparación con el cultivo de cardamomo, guamil y potrero; además, todos los taxones colectados, se agruparon en dos grupos distintos: sitios con perturbación baja a media o, sitios con alta perturbación principalmente por la disponibilidad de hojarasca y cobertura vegetal. Un estudio similar realizado por Orellana & Quezada (2015), en el que se evaluaron escarabajos asociados a macrohongos, reportaron que la diversidad de escarabajos fue mayor en las localidades con baja fragmentación y mayor cobertura, por el contrario, la menor diversidad se reportó en áreas mayormente fragmentada y con menor cobertura forestal.

2.5.3.2 Estudios de biodiversidad acuática

En la EL, García et al., (2010), demostraron los impactos del cambio del uso de la tierra en la composición y distribución de macroinvertebrados en cuerpos de agua asociados a bosques, cultivos y potreros. Determinaron que el tratamiento de potrero, por la ausencia de vegetación ribereña, es el sitio con peores condiciones de hábitat para macroinvertebrados y los ríos que tenían abundante vegetación ribereña tienen mejor calidad de hábitat para los ensambles de macroinvertebrados, en donde se reportaron los valores más altos de riqueza y abundancia de especies.

2.5.3.3 Estudios de servicios del ecosistema

En la EL, García et al. (2010) estudiaron la calidad del agua en cuerpos de agua en cultivos, potreros y bosque, determinando que los cuerpos de agua están en un buen estado de conservación y que el cambio del uso de la tierra no tiene influencia significativa en el pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad, TDS y concentración de nutrientes (García et al., 2010). Por el contrario, otro estudio realizado en la EL por (Rojas et al., 2022) demuestra los impactos del cambio del uso de la tierra en la calidad de agua. En este se estudiaron cuerpos de aguas asociada a plantación de palma de aceite, milpa y a zonas boscosas y se demostró que la temperatura fue significativamente menor y menos variable en los cuerpos de agua asociados a bosque y que la de los cuerpos de agua asociadas al cultivo de palma de aceite, fueron mayores (Rojas et al., 2022). Los nitratos en el bosque presentaban las concentraciones más bajas y menos variables en comparación con la milpa y palma de aceite que tenían valores altos y similares entre ambos tratamientos.

En cuanto al sílice, se demostró que los cuerpos de agua asociados a bosque presentan mayores concentraciones, seguido por la milpa y palma de aceite; la misma tendencia fue observada en cuanto al oxígeno disuelto (OD), en donde se reportaron los mayores valores en el bosque seguido de la milpa y de la palma de aceite; en cuanto al pH, dureza, amoníaco, sulfato, demanda química de oxígeno (DQO) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO) no hubo diferencias significativas (Rojas, 2017). Por otro lado, se mostró una relación positiva entre el tratamiento del bosque y el oxígeno y sílice; el tratamiento de la milpa con el fosfato y la dureza y negativamente con la conductividad eléctrica; y el tratamiento de la palma de aceite se relaciona positivamente con la temperatura y negativamente con el nitrato (Rojas et al., 2022).

III. Justificación

Las plantaciones de palma de aceite se han expandido rápidamente en los trópicos, en donde han provocado impactos ambientales negativos, entre los cuales destacan, la homogeneización y simplificación del ecosistema (Vijay et al., 2016). Además, se han visto asociadas a importantes perturbaciones en la biota terrestre, afectando insectos (Brühl & Eltz, 2010), anfibios (Faruk et al., 2013) y mamíferos (Faruk et al., 2013), así como en la biota acuática, afectando macroinvertebrados (Mercer, Mercer, & Sayok, 2013) y peces (Chua et al., 2020). A pesar de esto, menos del 15% de las investigaciones que analizan la biodiversidad en dichas plantaciones se enfocan en los ecosistemas acuáticos (Rojas et al., 2022).

Además de los pocos trabajos de investigación relacionados con la biota acuática en las plantaciones de palma de aceite, ningún estudio ha abordado las comunidades microscópicas. Esto a pesar de que entre la biota acuática se encuentran excelentes bioindicadores de las perturbaciones en las zonas ribereñas, como lo es el perifiton (Li et al., 2010). El perifiton ha sido utilizado como bioindicador de la calidad del hábitat en diferentes ambientes, incluyendo contextos urbanos (Burgos-Caraballo et al., 2014; Von Schiller et al., 2007), pastizales (Tromboni et al., 2019), plantaciones de pino (Quinn et al., 1997) y plantaciones de café (Vázquez et al., 2011).

El estudio de estos grupos tiene el potencial de generar información relevante para mejorar el manejo, monitoreo y conservación de la calidad del hábitat dentro de las plantaciones. Además, podría revelar información de importancia ecológica, debido a que el perifiton desempeña un papel basal como productor primario en las redes tróficas, y su estudio facilitaría la predicción de efectos en cadena en otros niveles tróficos (Tromboni et al., 2019; Wu, 2017). La presente investigación busca analizar la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosques tropicales, potreros y cultivos de palma de aceite, con el fin de definir los impactos de la expansión de este tipo de plantaciones.

IV. Objetivos

4.1. Objetivo general

Determinar el efecto del uso de la tierra en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá.

4.2 Objetivos específicos

- Determinar la densidad de la cobertura de la vegetación ribereña y entrada de luz en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá.
- Determinar la riqueza de taxones, composición de comunidades de perifiton, productividad primaria (clorofila α) y calidad de agua (oxígeno disuelto, turbidez, conductividad, temperatura, pH, nutrientes, DBO) en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá.
- Comparar la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y composición de las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque tropical, potreros y cultivos de palma de aceite en la Ecorregión Lachuá.

V. Hipótesis

Los ríos asociados a bosques tropicales presentarán menor entrada de luz, menor temperatura, menores concentraciones de nutrientes y mayor oxígeno disuelto. Contrario a esto los ríos asociados a potreros y cultivos de palma de aceite, tendrán mayor entrada de luz, mayores rangos de temperaturas, concentraciones de nutrientes y menor oxígeno disuelto.

Los ríos asociados a bosques tendrán menores tasas de productividad primaria, la riqueza de taxones será mayor y la composición de las comunidades de perifiton será representada por taxones especialistas. Los arroyos asociados a potreros y cultivos de palma de aceite tendrán menor productividad primaria, menor riqueza de taxones y una composición de comunidades con taxones generalistas.

Variables		Bosque tropical	Potrero	Palma de aceite
No biológicas	Entrada de luz	-	+	+
	Temperatura	-	+	+
	Nutrientes	-	+	+
	Oxígeno disuelto	+	-	-
Biológicas	Productividad primaria	-	+	+
	Riqueza de taxones	+	-	-
	Composición de la comunidad	Taxones especialistas	Taxones generalistas	Taxones generalistas

VI. Materiales y Métodos

Universo: Arroyos asociados a bosque tropical, potrero y plantaciones de palma de aceite en las tierras de la Franja Transversal del Norte.

Muestra: 19 arroyos de primer y segundo orden, ubicados dentro de la Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz; en las categorías de uso del suelo: bosque tropical (7), potreros (6) y palma de aceite (6).

6.1 Materiales

- **Definición de unidades experimentales**
 - Imágenes satelitales
 - Computadora
 - QGis 3.16.8
 - ArcGis 10.3.1
 - GPS
 - Cámara de celular
 - Libreta de campo
- **Medición de densidad del dosel y procesamiento de imágenes**
 - Trípode de 1 m
 - Cámara de celular
 - Registrador *HOBO® Pendant MX Temp/Light data*
 - Programa de libre acceso Habitapp
 - Libreta de campo
- **Toma de muestras en campo**
 - Muestras biológicas***
 - Espátula y cepillo
 - Pizeta
 - Frascos de vidrio forrados en aluminio
 - Lugol ácido
 - Jeringas
 - Muestras no biológicas***
 - Sonda multiparamétrica (Modelo 6000; YSI, Yellow Springs, OH, USA)
 - pH-metro (ecoTestr pH2)
 - Turbidímetro (Eutech-100)
 - Frascos de plástico de 2L
- **Procesamiento de muestras en laboratorio**
 - Biológicas**
 - Claves taxonómicas
 - Microscopio óptico
 - Cobre y porta objetos
 - Micropipeta de plástico de 1 mL
 - No biológicas**
 - Cristalería de laboratorio
 - Espectrofotómetro
 - Filtros Whatman de microfibra de vidrio, grado GF/F
- **Análisis estadísticos**
 - Computadora
 - Programa computacional R y paquetes estadísticos

6.2 Métodos

6.2.1 Uso de la tierra, variables y unidad experimental

Para determinar el efecto del cambio del uso de la tierra en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y cambios en las composiciones de las comunidades de perifiton en la Ecorregión Lachuá, se evaluaron tres tipos del uso de la tierra: bosque tropical, potrero y cultivo de palma de aceite. Las muestras del sitio del bosque tropical fueron tomadas dentro del Parque Nacional Laguna Lachuá (PNLL), mientras que los de la palma aceite y potreros, dentro de sitios autorizados por las personas encargadas de dichas áreas en Santa Lucía, San Marcos y Las Promesas, Lachuá. Se evaluó un total de 19 unidades experimentales, 6 en potrero y plantación de palma de aceite y 7 en bosque tropical.

El bosque tropical del PNLL tiene asociaciones vegetales características de bosque muy húmedo subtropical cálido y bosque subtropical pluvial (CONAP, 2003), similares a la vegetación de los

bosques bajos en Guatemala (Méndez et al., 2008). Los potreros en el área son pastizales para la alimentación del ganado que pueden contar con la presencia de árboles y/o arbustos y algunos cuentan con zonas inundables que abastecen de agua los bebederos (Méndez et al., 2008). La plantación bajo estudio es relativamente joven (establecida aproximadamente en 2012), tiene una extensión de 420 ha y cuenta tanto con arroyos que conservan su vegetación ribereña, como arroyos que carecen de la misma.

La unidad experimental de este estudio fueron arroyos de primer y segundo orden debido a que aseguraron la independencia de las muestras porque tienen un área de captación hídrica independiente y la variabilidad es menor en comparación con ríos de órdenes mayores que, retienen efectos acumulados por el transporte de materia, energía y organismos (Freeman *et al.*, 2007). El trabajo de campo se realizó durante la época lluviosa. Las variables del estudio fueron:

- **Variable independiente**

Usos de la tierra en la Ecorregión Lachuá (bosque tropical, potreros y cultivos de palma aceite).

- **Variables dependientes**

- ***Biológicas***

- Productividad primaria
- Composición de comunidades de perifiton
- Riqueza de taxones de perifiton

- ***No biológicas***

- Dosel de vegetación ribereña
- Entrada de luz y temperatura del agua
- Calidad del agua

6.2.2 Definición de unidades experimentales y principales usos de la tierra

Con el fin de delimitar arroyos de primer y segundo orden (*sensu* Strahler 1957), se utilizó la metodología empleada por Rojas et al. (2022). Primero se realizó un mapeo general de la red hídrica en las áreas de interés de la EL. Seguido de esto, se hizo un mapeo en campo para seleccionar los arroyos en el PNLL, la plantación de palma de aceite y los potreros.

Una vez seleccionados los arroyos de estudio, se procedió a delimitar las microcuencas de cada uno. Una cuenca hidrográfica es un territorio delimitado por un parteaguas que son los puntos más altos que marcan el límite de una cuenca a otra (Vélez, Nuñez & Trujano, 2003). El área de captación hídrica de los 19 arroyos en los que se analizó el cambio el uso de la tierra fueron definidas como microcuencas ya que estos son territorios entre 3000 y 5000 ha, en cambio las cuencas son mayores a 5000 ha (Vélez, Nuñez & Trujano, 2003). Las 19 microcuencas fueron delimitadas a partir del modelo de elevación digital (DEM 12 m) de la región (Copernicus Sentinel data, 2021) empleando la extensión hidro del programa ArcGis (Redlands, C. E. S. R. I. 2011).

Seguido de esto, se cuantificó el área y se estimó el porcentaje de los principales usos de la tierra por micro-cuenca, empleando imágenes satelitales (Gorelick *et al.*, 2017) y QGIS (QGIS Development Team, 2019). Esto se realizó mediante el trazo manual de polígonos representando diferentes usos de la tierra en las imágenes satelitales y la posterior conversión de estos polígonos (shp) a formato vectorial (ráster) para el cálculo del área.

6.2.3 Toma de muestras en campo

Para la obtención de las muestras biológicas y no biológicas, se utilizó el protocolo empleado por Rojas et al., (2022). Se estableció transectos de 100 m de longitud en cada arroyo y fueron seleccionadas 3 áreas del río, separadas por 50 m para todas las muestras.

Se caracterizó cada arroyo en cuanto a su morfometría (ancho y profundidad) y sustratos presentes. El ancho, profundidad y los tipos de sustratos de cada arroyo se midieron realizando transectos longitudinales, siguiendo la metodología descrita por Jacobsen et al., (2016). En cada transecto se midió, empleando una cinta métrica, la anchura (una vez por transecto), la profundidad en cada 10 cm del transecto. Los sustratos fueron caracterizados en cada 10 cm del transecto mediante el registro manual del sustrato (rocas, arena, lodo, fango, gramas, hojarasca, palos, o raíces) en fichas de campo (Jacobsen et al., 2016). Se realizaron entre 10 y 15 transectos longitudinales por arroyo hasta obtener 100 mediciones de profundidad y sustrato por arroyo.

6.2.3.2 Muestras biológicas

El perifiton fue colectado en tres puntos a lo largo del transecto, se obtuvo una muestra inicial (0 m), una media (50 m) y una final (100 m). Cada muestra consistió en la selección de 5 sustratos disponibles (*e.g.* rocas, hojas o troncos) en los tres puntos de muestreo. La selección de los sustratos seleccionados se basó en la presencia de *biofilm*. Utilizando un anillo de PVC de 10 cm de diámetro se delimitó el área de obtención de la muestra y usando un cepillo se raspó las algas de la superficie del sustrato (Wetzel, 1998). Las muestras fueron fijadas con lugol.

6.2.3.3 Muestras no biológicas

6.2.3.3.1 Densidad del dosel de la vegetación ribereña

Se midió la densidad del dosel por medio de imágenes hemisféricas siguiendo la metodología de Evans & Coombe (1959). Para ello, se realizaron fotografías del dosel con una cámara telefónica acostada sobre un trípode de 1 m ubicado en el punto medio del arroyo (20 repeticiones por arroyo). Adicionalmente, como una medida indirecta de la densidad del dosel, se midió la entrada de luz y temperatura del agua empleando registradores *HOBO® Pendant MX Temp/Light data*. En cada arroyo se colocó un registrador en un área representativa del respectivo uso de la tierra. Los registradores se programaron para medir la temperatura y luz cada 30 minutos durante un mes. Estos fueron visitados 2 veces por semana para evitar que se cubrieran por hojas o lodo.

6.2.3.3.2 Calidad del agua

Para cuantificar la calidad del agua se midieron *in situ* los parámetros físicos y químicos de oxígeno disuelto (OD % y mg/L, en la parte superficial y profunda de los arroyos), conductividad (us), turbidez (*ntu*), temperatura (°C) y pH empleando una sonda multiparamétrica (Modelo 6000; YSI, Yellow Springs, OH, USA), pH-metro (ecoTestr pH2) y turbidímetro (Eutech-100). Los parámetros *ex situ*, nutrientes (amonio, nitrógeno y fósforo total) y la demanda bioquímica de oxígeno, fueron medidos en el Laboratorio de Investigación Química y Ambiental (LIQA) y las muestras de Sílice en Soluciones Analíticas; para esto se tomaron muestras de 2 litros de agua por río en frascos plásticos que fueron almacenado a bajas temperaturas.

6.2.3.3.3 Productividad primaria

Para cuantificar la productividad primaria de los arroyos, se midió la concentración de clorofila α según la metodología empleada por Jacobsen (2016). Se extrajeron rocas y sedimento en 4 puntos aleatorios de cada río dentro de los transectos de 100 m. La productividad primaria en sedimentos

se midió en tres núcleos tomados con jeringas de 55 cc. De estas, se utilizaron los primeros 5 cc (capa superficial del arroyo). Estos núcleos se obtuvieron con una jeringa de 55 cc y se colocaron en frascos con alcohol al 96%. Las muestras de rocas se obtuvieron con tres rocas aleatorias por cada punto que fueron sumergidas en alcohol al 96% (Jacobsen et al., 2016).

6.2.4 Procesamiento de datos

6.2.4.1 Muestras biológicas

Previo a realizar la identificación de células, se realizó un pretratamiento en las muestras para concentrar las algas blandas y diatomeas. Esto consistió en la sedimentación de cada muestra por 24 horas y la posterior reducción del volumen a 50 mL por filtración al vacío. Luego se sedimentó por 24 horas más hasta reducir el volumen a 18 mL (Arriola et.al., 2017). Una vez concentradas las muestras y reducido el volumen, se fijaron las muestras con 2 mL de formol y se realizó la identificación en montajes húmedos (Stevenson & Smol, 2015).

Las algas blandas y diatomeas del perifiton fueron identificadas al nivel taxonómico más bajo posible, con el fin de cuantificar la riqueza de taxa (número de taxones). Esto se realizó utilizando las claves de Prescott (1978), Wehr & Sheath (2003), Bicudo & Menezes, (2006), Bellinger & Sigeo (2015) y Cox (1996). La riqueza se calculó hasta contar 200 organismos en cada muestra. De estos 200 organismos, se contaron las proporciones de cada morfoespecie presente (Arriola, Reyes y Javier, 2017). Este análisis se realizó por medio de microscopía con un portaobjetos y cubreobjetos (LeGresley & McDermott, 2010).

Para obtener la estimación de densidad relativa, se utilizó una adaptación de la fórmula de Arriola et.al. (2017) y de Biggs & Kilroy (2000):

$$\text{Densidad de organismos/cm} = \frac{(\text{Org. contados} \times \text{Vol}_f)}{\frac{(\text{Vol}_i \times \text{Vol}_c)}{(\text{Diámetro})}}$$

En donde,

Org. contados: número total de individuos contados en cada muestra

Vol_f: volumen concentrado (18 mL)

Vol_i: volumen colectado (100 mL)

Vol_c: gotas contadas para llegar a 200 organismos

Diámetro: 10 cm del anillo de PVC del que se delimitó la muestra en el sustrato

6.2.4.2 Muestras no biológicas

6.2.4.2.1 Densidad del dosel de la vegetación ribereña

Para obtener el porcentaje de dosel de la vegetación ribereña, se utilizó la aplicación Habitapp (MacDonald, 2016). Esta aplicación calcula efectivamente el porcentaje de cobertura por fotografía (Suchiang et al., 2020). La entrada de luz al arroyo medida con el registrador *HOBO® Pendant MX Temp/Light data* fue procesada con la aplicación *HOBOconnect®* y tabulada en excel.

6.2.4.2.2 Productividad primaria

Las muestras obtenidas de sedimentos y rocas fueron filtradas por gravedad con filtros Whatman® de microfibras de vidrio, grado GF/F, poro 1.2 µm; el solvente obtenido se almacenó en frascos forrados de aluminio bajo refrigeración. Los sedimentos se descartaron y las rocas se guardaron. El solvente de los sedimentos y rocas filtrado, fue leído en el espectrofotómetro a 665 nm y 750 nm (Jacobsen et al., 2016). Posterior a las lecturas en espectrofotómetro, se obtuvo el área superficial de las rocas y sedimentos; los sedimentos equivalen al diámetro de la jeringa (7 cm) y la de las rocas se obtuvo a partir de la siguiente fórmula (Jacobsen et al., 2016):

$$AS = (L \times A_1) + (L \times A_2) + (A_1 \times A_2) \times 1.15$$

En donde,

AS: área de la superficie

A₂: alto

L: largo

1.15: constante

A₁: ancho

Y la productividad primaria se obtuvo a partir de la siguiente fórmula (Jacobsen *et al.*, 2016):

$$PP = \frac{(665 \text{ nm} - 750 \text{ nm}) \times 70 \times 10000}{83.4 \times AS}$$

En donde,

PP: productividad primaria

750nm: lectura en espectrofotómetro a 750

665 nm: lectura en espectrofotómetro a 665

nm

nm

AS: área de la superficie

6.2.5 Análisis estadísticos

Primero se evaluó la normalidad de todas las variables de estudio con una prueba de Lilliefors (Dallal & Wilkinson, 1986). Se inició con la caracterización del uso de la tierra de las microcuencas y los arroyos de estudio. Además, se utilizó la información de los sustratos encontrados en los arroyos para realizar un análisis de agrupamiento jerárquico según el algoritmo de unión promedio UPGMA (*paired group*) con índice de similitud Euclidiano. Esto se realizó con el fin de conocer la agrupación de los arroyos de estudio según el ambiente circundante y los sustratos que propician en los arroyos. Además, se realizó un Análisis de similitudes (ANOSIM) para conocer la diferencia entre los arroyos con zona ribereña conservada y los que carecen de zona ribereña conservada. Basado en estos grupos, se realizó la clasificación de cuatro grupos: bosque (BOs), potrero (GLs), plantación de palma de aceite sin zona ribereña conservada (OPs) y con zona ribereña conservada (OPsZr) (Dodds, 2010; Gentleman et al., 2008).

Con el fin de comparar las variables que representan la transición terrestre a lo acuático (densidad del dosel, entrada de luz y temperatura) se realizaron análisis de varianza (Kruskal Wallis o ANOVA, según la normalidad de las variables) seguidas de sus respectivas pruebas post-hoc (Dunn o Tukey, según la normalidad de las variables). El nivel de significancia para estas comparaciones fue $p \leq 0.05$. Además, se realizó un análisis de componentes principales (PCA), para conocer la asociación de las variables de calidad de agua y el ambiente con los usos del suelo (Dodds, 2010; Gentleman et al., 2008).

La productividad primaria fue analizada mediante un análisis de medidas repetidas para comparar todas las repeticiones realizadas en cada uso de la tierra. Esto con el fin de aumentar el número

muestral, pero evitando la pseudoreplicación en el análisis. Seguido de esto se realizó un análisis de varianza (ANOVA) y una prueba post hoc (Tukey) para conocer las diferencias significativas entre usos del suelo. Para conocer las variables ambientales que tienen influencia en la productividad primaria, se realizó un análisis de senderos con variables que previamente fueron probadas según su significancia estadística en regresiones lineales. Las variables fueron transformadas logarítmicamente (Gentleman et al., 2008). Se agregó la variable de materia orgánica para la cual fueron sumados los porcentajes de hojarasca, palos y raíces de los sustratos disponibles.

A partir de la riqueza de taxones observada se calculó la riqueza esperada, empleando el paquete estadístico de iNEXT (Hsieh et al., 2016). La estimación de riqueza esperada tiene importancia biológica ya que la riqueza observada se limita a la cantidad de muestras realizadas y a la cantidad de organismos contados. La estimación se hace basada en la información del tamaño muestral y de la riqueza observada (Hsieh et al., 2016). En este caso, para los valores de riqueza, se utilizó $q=0$, datos de los conteos crudos (abundancia) en puntos con una única unidad muestral. Posteriormente, se llevó a cabo un análisis de medidas repetidas y una serie de regresiones lineales con el fin de comparar los usos del suelo y dar a conocer las variables ambientales relacionadas a la riqueza de taxones.

Por último, con los datos de densidades relativas, se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) con distancia ecológica de Bray-Curtis para conocer la composición de las comunidades de perifiton en los usos del suelo. Los taxones con mayor peso en la composición de las comunidades de cada uso del suelo, se evaluó con un análisis de especies indicadoras. Este permite conocer la significancia de cada taxón según su importancia en cada uso del suelo (De Cáceres & Legendre, 2009).

VII. Resultados

7.1 Caracterización de microcuencas y arroyos de estudio

Los usos del suelo de este estudio fueron representados por 19 arroyos dentro de la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz (**Fig. 1A y B**). El estudio incluyó 7 arroyos de bosque tropical, ubicadas en el Parque Nacional Laguna Lachuá (BOs1 - BOs7; **Fig. 1C**); 6 de Palma de aceite, en San Marcos y Las Promesas Lachuá (OPs1 - OPs6; **Fig. 1D**); y 6 arroyos de potrero en San Marcos y Santa Lucía, Lachuá (GLs1 – GLs6; **Fig. 1D y E**).

Las microcuencas de los 7 arroyos en el Parque Nacional Laguna Lachuá, estaban conformadas en su totalidad por bosque tropical (**Fig. 1C**). Los sustratos disponibles en los arroyos de estudio del uso del suelo de bosque tropical son principalmente hojarasca acumulada, palos pequeños, rocas pequeñas y grandes y arena. En estos arroyos, no hubo presencia de grama, plantas acuáticas, hojas o frutos de palma (**Fig. 2**). Los arroyos en bosque tuvieron un ancho de $M = 1.91$ m $DS = 0.79$ y profundidad de $M = 0.14$ m $DS = 0.005$.

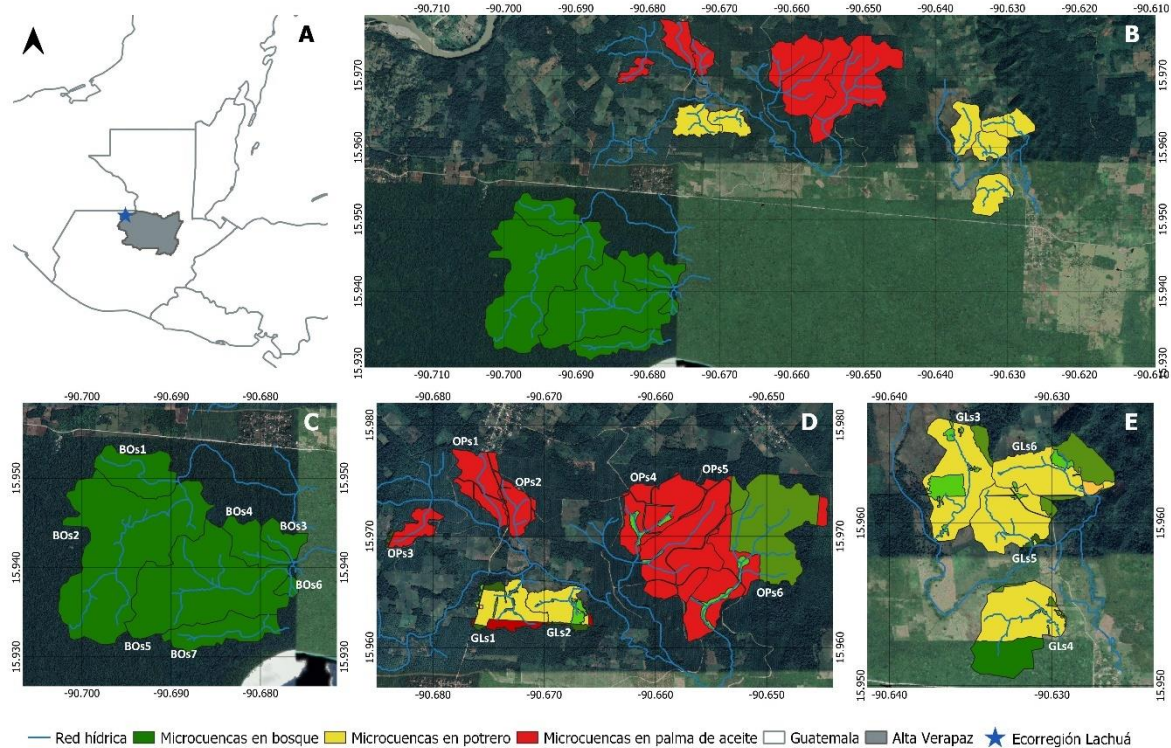


Figura No. 1 Ubicación de microcuencas en la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz. En la parte A se muestra la ubicación de la Ecorregión Lachuá dentro de Guatemala. En el recuadro B, se muestra la ubicación general de las microcuencas en la ecorregión. En la C, D y E la ubicación de específica de cada microcuenca de estudio y la clasificación de los usos del suelo (Google earth Pro, 2021).

Los arroyos en potrero tuvieron microcuencas conformadas por más del 55 % de potrero, como uso del suelo principal. GLs1 con 68 %; GLs2 con 75 %; GLs3 con 76 %; GLs4 con 62 %; GLs5 con 90 % y GLs6 con 59 %. El resto de los usos del suelo correspondieron a diferentes tipos de guamiles y diferentes cultivos (**Fig. 1 D y E**). Los arroyos en potreros midieron $M = 1.68$ m de ancho $DS = 0.47$ y $M = 0.18$ m $DS = 0.04$ de profundidad (**Tabla 1**). Los principales sustratos en estos arroyos fueron fango, grama, rocas grandes, palos pequeños y rocas grandes (**Fig. 2**). En estos hubo muy limitada presencia de corteza, troncos, hojarasca acumulada, y no hubo presencia de hojas o frutos de palma.

Los arroyos en OPs1 – OPs6, tuvieron microcuencas conformadas por más del 80% de plantación de palma de aceite (a excepción de la microcuenca del arroyo OPs6): OPs1 con 96 %; OPs2 con 97 %; OPs3 con 95 %; OPs4 con 89 %; OPs5 88 % y OPs6 con 36 %. En las microcuencas OPs1, OPs2 y OPs3, el resto de los usos del suelo corresponden a caminos de terracería. Por el contrario, en las microcuencas OPs4, OPs5 y OPs6, el resto de los usos del suelo estaban conformados principalmente por guamiles ralos y maduros dentro de las zonas ribereñas. En la microcuenca OPs4, el guamil representó 7 %; en OPs5 el guamil representó 10 %. En la microcuenca OPs6, el 64 % estaba representado por guamil (**Tabla 1**).

Los arroyos de palma de aceite tuvieron un ancho de $M = 1.45$ m $DS = 0.33$ y una profundidad de $M = 0.18$ m $DS = 0.04$ (**Tabla 1**). Los principales sustratos en los arroyos de palma aceite fueron palos pequeños, fango, hojas sueltas. En los arroyos OPs1-3 el fango representó entre el 20.38 % y 33.06 %, y los palos pequeños entre el 20.38 % y 22.71 %. Los arroyos OPs4 y OPs5 coinciden en que su

principal sustrato son las hojas sueltas con 30.22 % y 26.39 %, así como palos pequeños con 31.87 % y 21.30 %. Por último, el OPs6, tiene 23.04 % de arena como sustrato predominante (Fig. 2).

Tabla 1 Área de microcuencas, usos del suelo y morfología de arroyos. Se presenta el área total de cada microcuenca y el porcentaje de los principales usos de la tierra en cada una. Así mismo, información sobre la morfología de los arroyos.

Arroyo	Área microcuenca (m ²)	Usos de la tierra (%)						Morfología de arroyos (m)	
		Bosque	Potrero	Palma de aceite	Guamil	Caminos	Cultivos	Ancho	Profundidad
BOs1	435,773	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.91 ± 0.79	0.14 ± 0.05
BOs2	2,105,440	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
BOs3	148,267	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
BOs4	270,327	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
BOs5	1,602,728	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
BOs6	49,648	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
BOs7	389,663	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
GLs1	248,659	0.0	67.6	17.3	13.6	0.9	0.5	1.68 ± 0.47	0.18 ± 0.04
GLs2	178,794	0.0	74.9	2.7	22.4	0.0	0.0		
GLs3	262,232	0.0	76.0	0.0	24.0	0.0	0.0		
GLs4	280,144	34.1	61.9	0.0	3.9	0.0	0.0		
GLs5	191,381	0.0	89.7	0.0	9.4	0.9	0.0		
GLs6	228,030	0.0	58.6	0.0	36.9	0.5	4.0		
OPs1	225,838	0.0	0.0	96.3	0.0	3.7	0.0	1.45 ± 0.33	0.18 ± 0.04
OPs2	124,894	0.0	0.0	96.8	0.0	3.2	0.0		
OPs3	103,401	0.0	0.0	94.7	4.5	0.8	0.0		
OPs4	374,362	0.0	0.0	88.6	7.1	4.3	0.0		
OPs5	628,587	0.0	0.0	87.7	9.5	2.8	0.0		
OPs6	992,557	0.0	0.0	36.2	63.5	0.2	0.0		

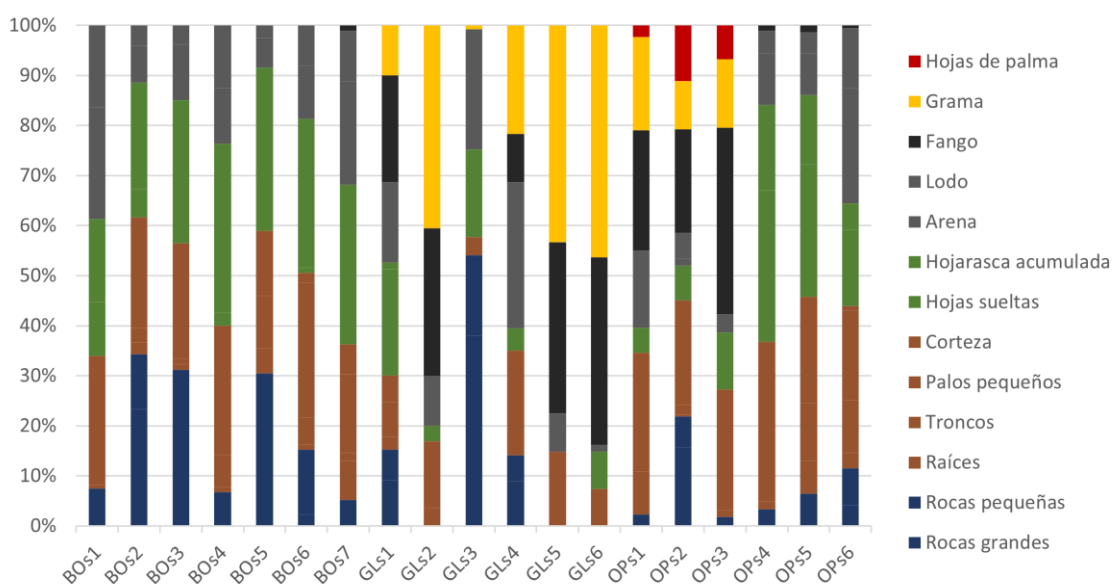


Figura No. 2 Sustratos disponibles en arroyos de estudio

Se presentan los porcentajes de los tipos de sustratos en cada uso del suelo.

7.2 Clasificación de arroyos

El análisis de agrupación jerárquica según el algoritmo UPGMA (paired group) con distancias euclidianas, sugirieron dos grupos según los sustratos disponibles en cada arroyo. El primer grupo está conformado por los arroyos de bosque tropical (BOs1, BOs2, BOs3, BOs4, BOs5, BOs6 y BOs7) y por tres de los arroyos en palma aceite (OPs4, OPs5 y OPs6). El segundo grupo está conformado por los arroyos de potrero (GLs1, GLs2, GLs4, GLs5 y GLs6) y los primeros tres arroyos en palma aceite (OPs1, OPs2 y OPs3). El arroyo GLs3 no formó parte de los grupos ya que es el único en el que predominan las rocas grandes (37.96 %; **Fig. 3**). Los dos grupos formados en el análisis de agrupación jerárquica se apoyaron con el análisis de similitudes (ANOSIM) de una vía que indica que hay diferencias significativas ($p = 0.0001$ $R^2 = 0.8765$) entre los arroyos con zona ribereña conservada (BOs 1-7 y OPs 4, 5 y 6) y los arroyos que no tienen zona ribereña conservada (GLs 1-6 y OPs 1, 2, y 3).

Esto apoya las observaciones anteriores, ya que, en los primeros tres arroyos de palma de aceite, predomina el fango y palos pequeños, así como en los potreros (en los que predomina el fango, grama, rocas grandes, palos pequeños). Por el contrario, en los arroyos de bosque tropical, predominó la hojarasca acumulada, palos pequeños, rocas pequeñas y grandes y arena, que es parecido a lo encontrado en los últimos tres arroyos de palma, en los que predominan las hojas sueltas, palos pequeños y arena.

A partir de los grupos que presenta el análisis de agrupamiento jerárquico los arroyos asociados a palma de aceite fueron considerados como dos grupos distintos por la presencia de vegetación secundaria en la zona ribereña. Esto debido a que se favorecen ambientes completamente distintos a los presentes en arroyos sin zonas ribereñas. A partir de esto, la nueva clasificación propuesta fue: arroyos sin zona ribereña (OPs1, OPs2, OPs3) y arroyos con zona ribereña (OPsZr4, OPsZr5, OPsZr6).

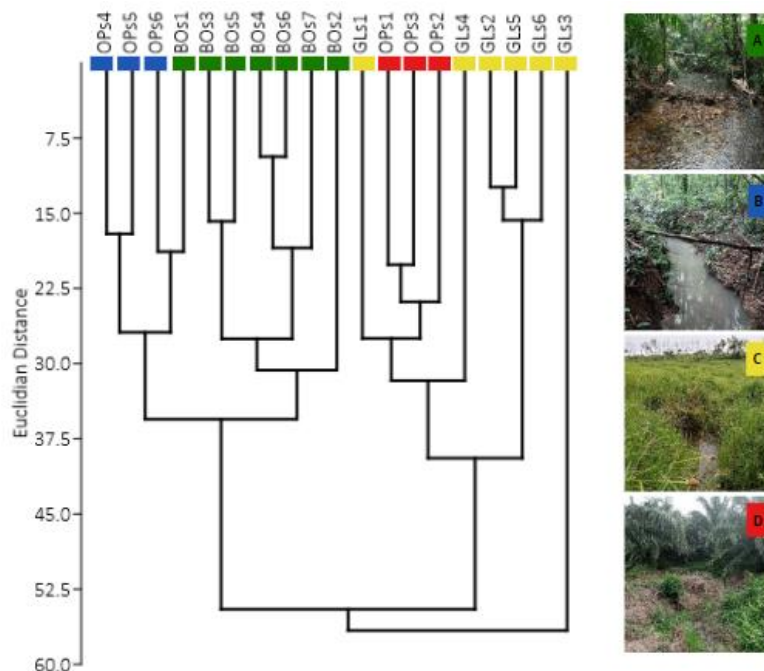


Figura 3 Análisis de agrupamiento jerárquico. En el clúster se muestra la agrupación de los arroyos según los porcentajes de los sustratos disponibles en cada uno. Las fotografías muestran **A** BOs5 en

el PNLL; **B** OPsZr4 ubicado en Las Promesas, Lachuá; **C** GLs2 ubicado en San Marcos, Lachuá; y **D** OPs2 ubicado en San Marcos, Lachuá.

7.3 Densidad del dosel, entrada de luz y temperatura del agua

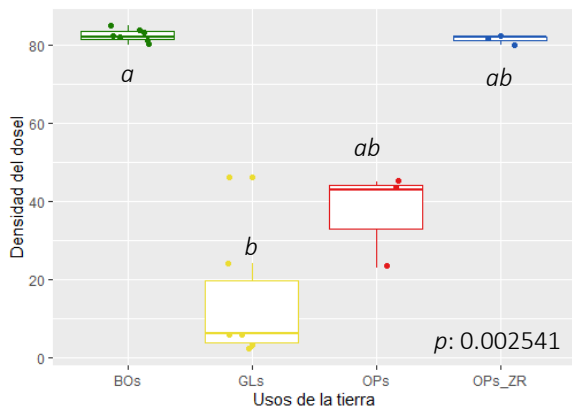
En el **Tabla 2** se observan los datos de densidad del dosel, entrada de luz y temperatura de agua. Los arroyos asociados a bosque y palma de aceite con zona ribereña fueron semejantes en cuanto a la densidad del dosel, entrada de luz y temperatura de agua. Ambos usos de la tierra tuvieron los mayores porcentajes de dosel ($M = 82.43$ $DS = 1.72$, $M = 81.33$ $DS = 1.15$; respectivamente), por consiguiente, la entrada de luz es limitada ($M = 103.19$ $DS = 49.15$, $M = 5.18$ $DS = 4.77$; respectivamente) y a su vez, los rangos de temperatura en agua son los más bajos ($M = 24.76$, $DS = 0.09$, $M = 24.90$ $DS = 0.27$; respectivamente). Por el contrario, los arroyos en potreros y en las plantaciones de palma de aceite sin zona ribereña, tuvieron los menores porcentajes de cobertura de dosel ($M = 14.50$ $DS = 14.41$, $M = 37.00$ $DS = 12.17$; respectivamente). Esto se reflejó en la entrada de luz, ya que presentan los valores más altos ($M = 986.93$ $DS = 300.77$; $M = 778.93$ $DS = 864.86$, respectivamente) y así mismo, los rangos de temperatura más altos ($M = 27.35$ $DS = 0.49$, $M = 25.54$ $DS = 0.04$; respectivamente).

Tabla 2 Valores de densidad del dosel, entrada de luz y temperatura de agua. En la tabla se presentan los valores obtenidos de densidad de dosel en porcentajes, entrada de luz medidos en lux y de temperatura de agua en grados Celsius (valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar de ambas variables). Los NA corresponden a valores no obtenidos de los data loggers.

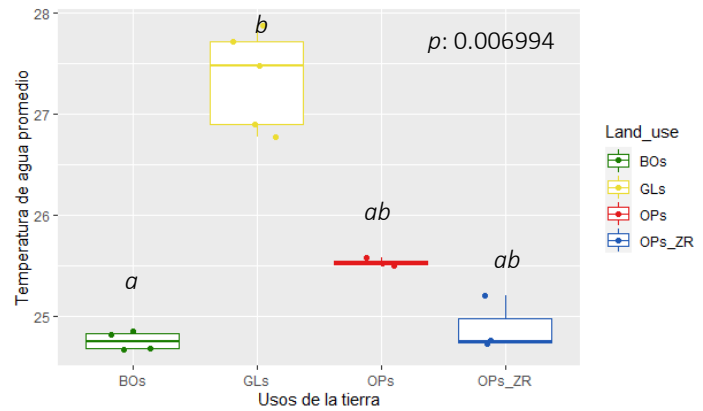
Arroyo	Dosel (%)	Entrada de luz (lux)				Temperatura (°C)			
		Max	Min	Promedio	DS	Max	Min	Promedio	SD
BOs1	80	1885.44	0.00	159.46	344.59	25.57	23.98	24.68	0.44
BOs2	82	NA	NA	38.718	NA	NA	NA	24.4	NA
BOs3	81	14474.24	0.00	108.81	666.36	25.87	23.76	24.82	0.45
BOs4	84	6894.08	0.00	39.59	298.27	25.78	23.68	24.69	0.44
BOs5	85	23244.80	0.00	104.89	712.47	25.91	23.94	24.86	0.39
BOs6	83	NA	NA	38.847	NA	NA	NA	24.6	NA
BOs7	82	NA	NA	32.175	NA	NA	NA	24.1	NA
GLs1	46	27494.40	0.00	751.53	2144.05	29.73	24.62	26.78	1.30
GLs2	6	30822.40	0.00	621.17	2220.60	29.90	24.84	26.9	1.07
GLs3	6	24616.96	0.00	1362.73	3156.74	31.83	25.09	27.88	1.58
GLs4	24	NA	NA	1015.723	NA	NA	NA	27.7	NA
GLs5	3	34816.00	0.00	1044.66	3041.98	32.82	24.11	27.48	2.06
GLs6	2	27187.20	0.00	1154.54	3095.88	31.06	24.58	27.72	1.51
OPs1	45	17146.88	0.00	431.61	1662.67	30.07	23.72	25.58	1.06
OPs2	23	15590.40	0.00	141.73	918.55	27.15	23.81	25.53	0.72
OPs3	43	39792.64	0.00	1763.46	5325.87	29.60	24.15	25.51	0.98
OPsZr4	82	3809.28	0.00	10.48	112.68	25.39	23.98	24.73	0.26
OPsZr5	82	332.64	0.00	3.83	19.48	26.17	23.94	25.21	0.39
OPsZr6	80	87.40	0.00	1.23	4.65	25.39	23.89	24.76	0.30

En los tres usos de la tierra, según los análisis de Kruskal-Wallis (**Fig. 4**), existieron diferencias significativas en la densidad del dosel ($p < 0.002$), entrada de luz ($p < 0.010$) y temperatura de agua (p

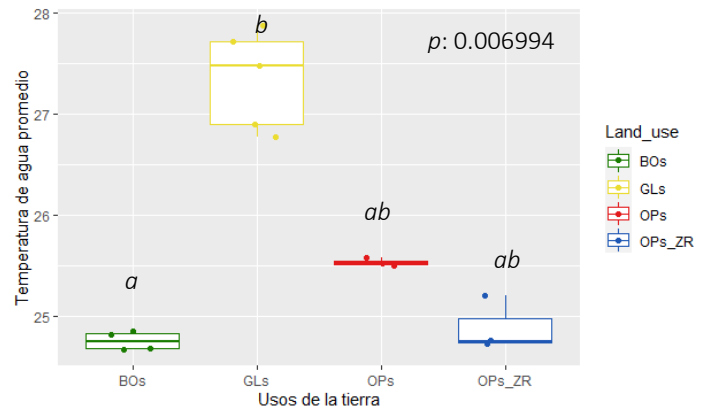
0.001). El análisis de Dunn (con los valores de P ajustados al método de Bonferroni) indica que únicamente hubo diferencia significativa entre los arroyos de bosque y de potrero en cuanto al porcentaje de la densidad del dosel (p 0.002), en el resto de los usos de la tierra, no hay diferencia significativa ($p > 0.05$). Para la entrada de luz, hubo diferencias significativas entre potrero y palma de aceite con zona ribereña conservada (p 0.013); sin embargo, entre los usos del suelo restantes no hubo diferencias significativas ($p > 0.05$). Por último, en cuanto a la temperatura del agua, hubo diferencias significativas únicamente en los usos de la tierra de bosque y potrero (p 0.001) en donde los arroyos de este último uso de la tierra tienen casi 2.59°C más que los arroyos en bosque.



A



B



C

Figura No. 4 Gráficas de cajas de densidad del dosel, temperatura del agua y entrada de luz. En la parte A, se muestra la gráfica de comparación entre el promedio de porcentajes de la densidad del dosel; en la parte B la gráfica de cajas de la comparación en la entrada de luz. En la parte C se muestra la comparación entre los valores promedio de la temperatura del agua en los arroyos de estudio. Todas las variables presentan diferencias significativas entre los usos del suelo (valores de p y χ^2)

7.4 Calidad del agua

El oxígeno superficial disuelto en agua fue mayor en los arroyos de bosque ($M = 65.74$ $DS = 16.01$ %), seguido por palma de aceite con zona ribereña ($M = 61.50$ $DS = 9.30$ %) y palma de aceite sin zona ribereña ($M = 43.76$ $DS = 34.88$); por el contrario, las concentraciones en los arroyos de potrero ($M = 23.43$ $DS = 5.58$ %) fueron las más bajas. En cuanto a las muestras de oxígeno en la profundidad de los arroyos, las concentraciones más altas estuvieron en los arroyos de bosque ($M = 62.84$ $DS = 17.54$ %), seguido por los arroyos de palma de aceite con zona ribereña ($M = 52.07$ $DS = 6.40$ %) y palma de aceite sin zona ribereña ($M = 34.97$ $DS = 28.32$ %). Por el contrario, los arroyos en potrero ($M = 16.98$ $DS = 9.27$ %), tienen los valores más bajos de oxígeno disuelto en la profundidad.

Según el análisis de varianza (ANOVA) realizado (Fig. 5), sí hubo diferencias significativas entre los usos del suelo ($p < 0.05$). En cuanto a las muestras tomadas superficialmente, según el análisis de Dunn, las diferencias significativas estuvieron entre bosque-potrero (p 0.002), palma de aceite-

potrero (p 0.028) y palma de aceite con zona ribereña-potrero (p 0.004). De forma similar, el análisis de Dunn para las muestras tomadas en la profundidad de los arroyos, hay diferencias significativas entre bosque-potrero (p 0.001) y palma de aceite con zona ribereña-potrero (p 0.036).

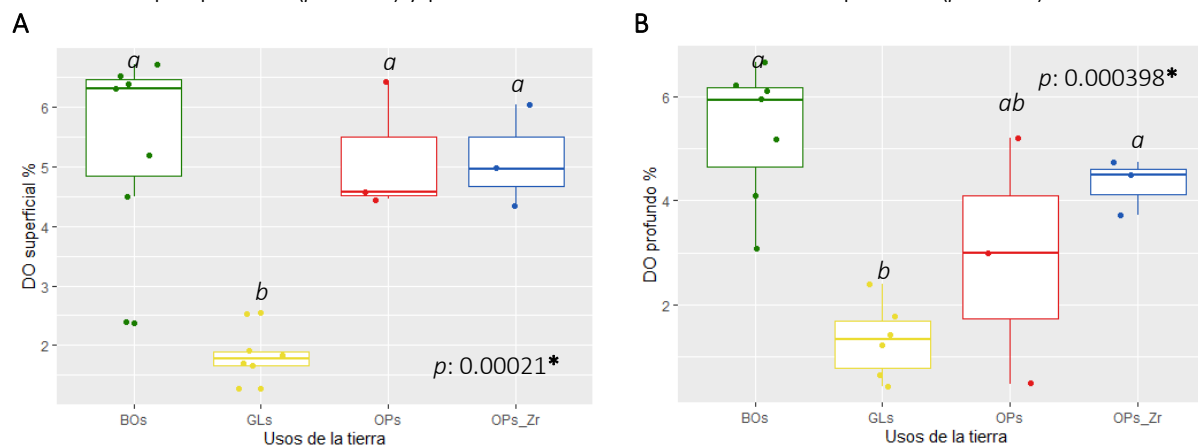


Figura No. 5 Concentraciones superficiales y profundas de oxígeno disuelto. En la gráfica se muestra las diferencias entre los usos del suelo y las concentraciones de oxígeno disuelto en agua. En la parte **A** están las concentraciones superficiales de oxígeno en porcentaje (p 0.002) y en la **B** las concentraciones profundas (p 0.001).

Las variables de nitrógeno total, conductividad, sílice, pH y amonio no mostraron diferencias significativas (ANOVA, $p > 0.05$; **Fig. 6**). Los arroyos en potrero presentaron los valores más altos de conductividad ($M = 106.35$ $DS = 50.52$), seguido por los arroyos en palma de aceite con zona ribereña ($M = 98.60$ $DS = 29.25$) y los arroyos asociados a palma de aceite sin zona ribereña ($M = 68.13$ $DS = 29.52$). Por el contrario, los arroyos asociados a bosque presentaron las conductividades menores ($M = 52.76$ $DS = 26.07$). Los arroyos en bosque presentaron las concentraciones más altas de sílice ($M = 14.37$ $DS = 5.56$) seguido por los arroyos en potrero ($M = 13.67$ $DS = 3.78$) y los arroyos asociados a la plantación de palma de aceite presentaron los valores más bajos ($M = 10.00$ $DS = 2.86$; con zona ribereña ($M = 9.23$ $DS = 1.29$).

Las diferencias entre los valores de pH de los arroyos son mínimos, encontrándose todos en un rango entre 6.60 a 7.00; los arroyos de bosque tienen $M = 6.67$ $DS = 0.31$, los de potrero $M = 7.00$ $DS = 0.20$, palma de aceite $M = 6.60$ $DS = 0.36$ y palma de aceite con zona ribereña $M = 6.70$ $DS = 0.20$. Similar a las diferencias observadas en el pH del agua, son las concentraciones de amonio, que no varían tanto entre los usos del suelo. Los arroyos de bosque tuvieron en promedio $M = 0.04$ $DS = 0.04$, de potrero 0.05 ± 0.02 , palma de aceite $M = 0.07$ $DS = 0.04$ y palma de aceite con zona ribereña $M = 0.06$ $DS = 27.38$

El análisis de Kruskal Wallis indica que no hubo diferencias significativas entre las variables de demanda bioquímica de oxígeno DBO5 y de fosfatos ($p > 0.05$). Los valores más altos de DBO5 están en los arroyos asociados a la plantación de palma de aceite con zona ribereña ($M = 7.85$ $DS = 0.64$) y sin zona ribereña ($M = 4.03$ $DS = 3.67$). Los más bajos están en los arroyos de potrero ($M = 2.65$ $DS = 2.12$) y de bosque ($M = 2.12$ $DS = 0.76$). Las concentraciones de fosfato en agua en general son bajas, únicamente el arroyo OPs3 tienen fosfato en una concentración de 0.015 mg/L. En el resto de los arroyos, los valores están por debajo del límite de detección o son negativos.

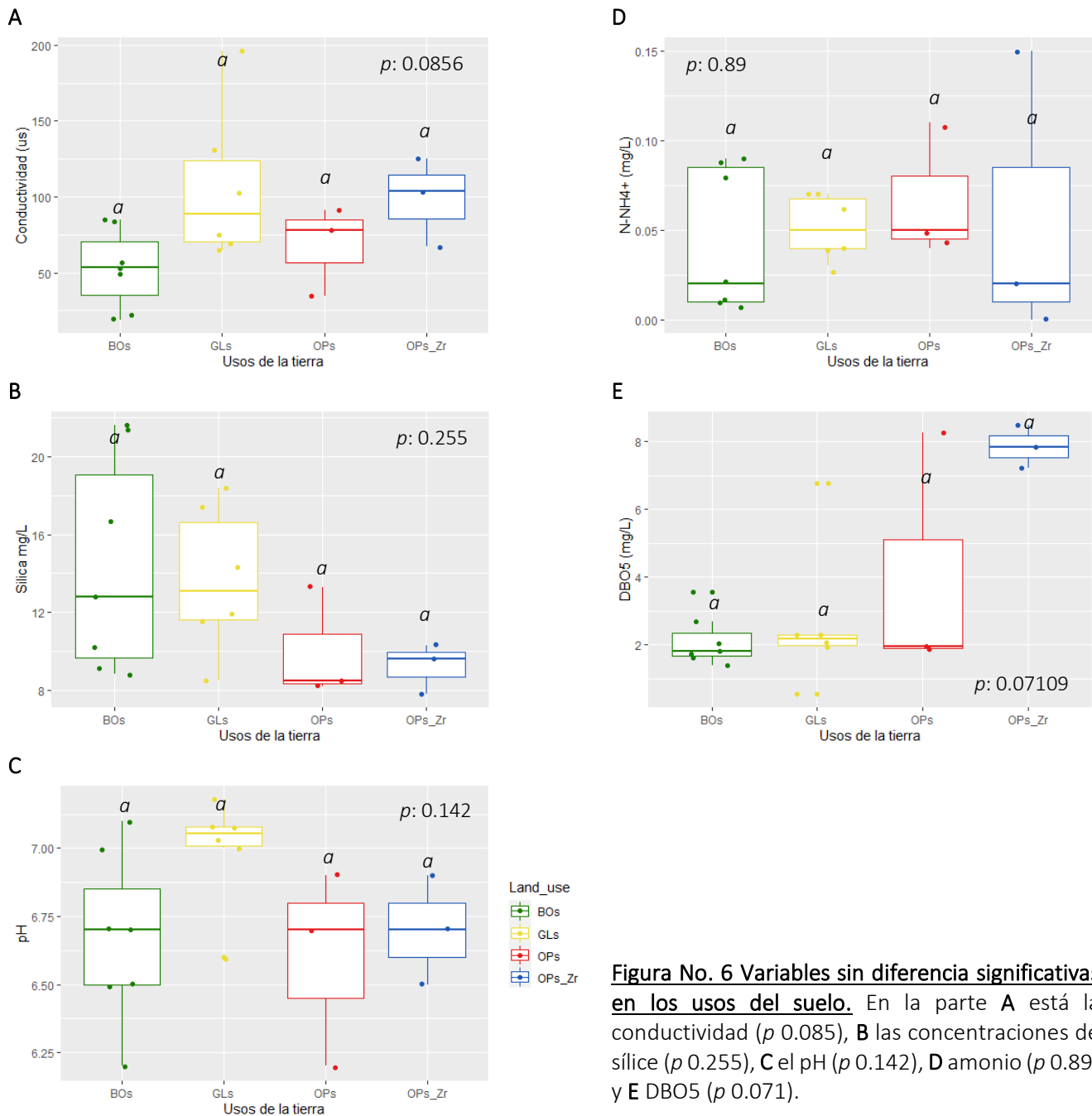


Figura No. 6 Variables sin diferencia significativas en los usos del suelo. En la parte **A** está la conductividad (p 0.085), **B** las concentraciones de sílice (p 0.255), **C** el pH (p 0.142), **D** amonio (p 0.89) y **E** DBO5 (p 0.071).

La turbidez del agua mostró diferencia significativa (ANOVA, p 0.001; **Fig. 7**) entre los usos del suelo (Fig. 6). Los arroyos asociados a las plantaciones de palma de aceite con zonas ribereñas mostraron los valores más altos de turbidez ($M = 47.27$ $DS = 26.38$), seguido por los arroyos en palma de aceite sin zona ribereña ($M = 28.66$ $DS = 4.51$). A estos, les siguen los arroyos en potreros ($M = 14.11$ $DS = 6.94$) y por último los arroyos en bosque ($M = 6.67$ $DS = 4.06$). Según el análisis de Dunn, las diferencias están entre palma de aceite con zona ribereña ($p = 0.001$) y potrero (p 0.003). Los sólidos también mostraron diferencia significativa entre los usos del suelo (Kruskal Wallis, p 0.010), principalmente entre palma de aceite con zona ribereña (Dunn, p 0.013) y entre la palma de aceite con zona ribereña y potrero ($p = 0.016$).

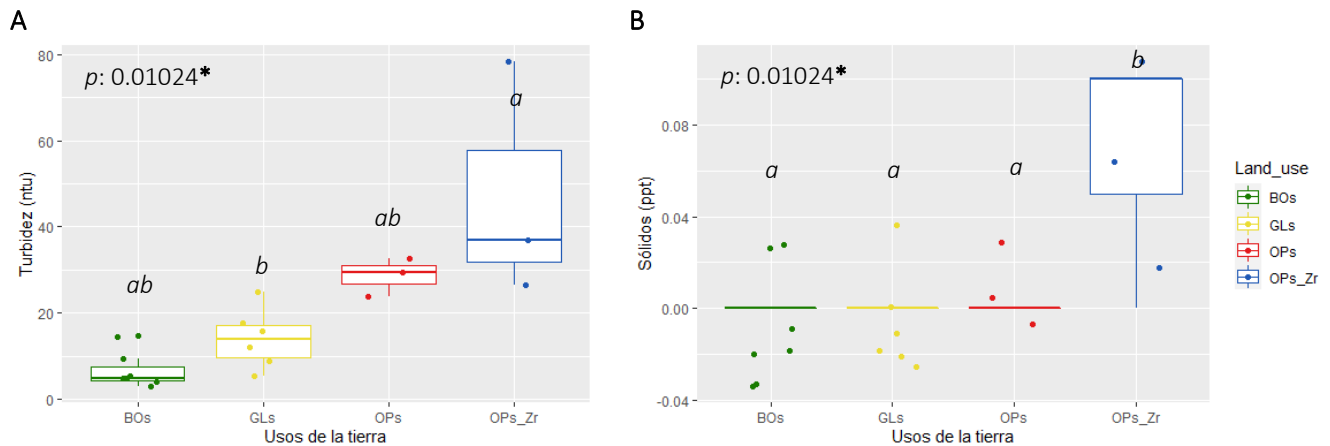


Figura No. 7 Variables con diferencia significativas en los usos del suelo. En la parte **A** está la turbidez del agua ($p=0.000613$), **B** los sólidos ($p=0.01024$).

Respecto a relación de las variables fisicoquímicas con los usos del suelo, el componente 1 del PCA explicó el 44.28 % de la varianza, mientras que el 2 explicó el 21.81 %. Los arroyos OPs Zr 4 y 5 se agruparon con los arroyos OPS 3 y 1, y se acercan con los arroyos BOs4 y BOs5. Los arroyos de bosque BOs 1, 2, 3, 6 y 7 se agrupan cercanos a ellos y por último el arroyo OPS 2 se acerca con los arroyos de potrero GLs 1, 2, 3, 4, 5 y 6. Los arroyos en potrero y el OPS2 se asocian al pH, la temperatura y nitrógeno total. Los arroyos de palma con zona ribereña (OPs Zr 4, 5 y 6) y sin zona ribereña (OPs 3 y 1) se asocian a la turbidez en agua, mientras que los de bosque se asocian a silicato, oxígeno disuelto y dosel (Fig. 8).

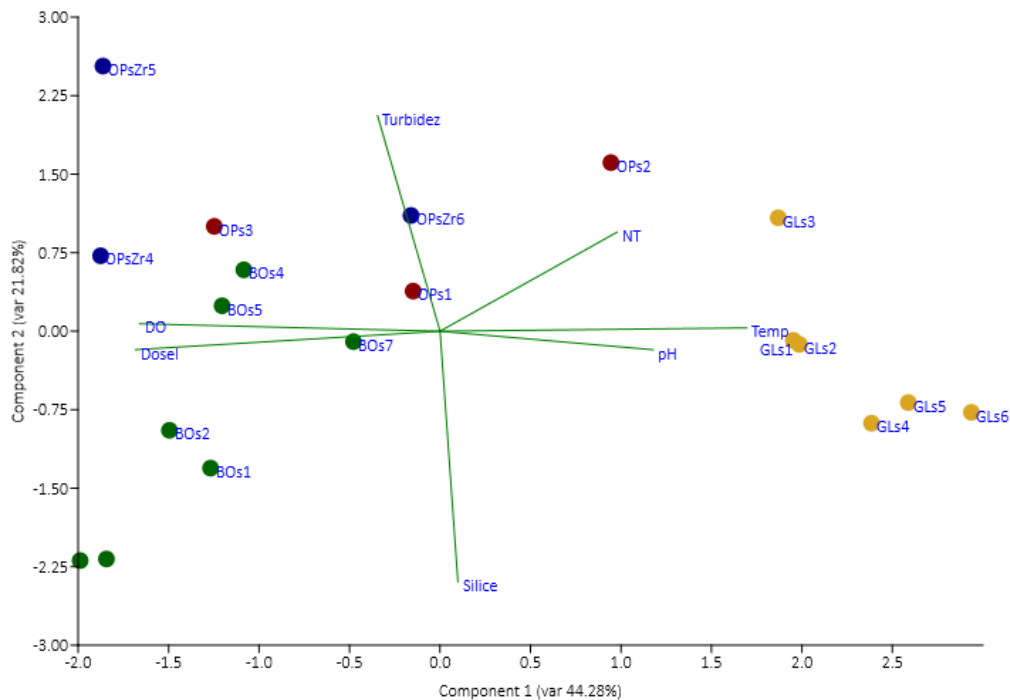


Figura No. 8 Análisis de componentes principales de calidad del agua. Se muestran las asociaciones entre los arroyos y las variables de calidad de agua tomadas *in situ* y *ex situ*.

7.5 Productividad primaria y factores que la influncian

La productividad primaria obtenida de sedimentos mostró diferencia significativa (Kruskal-Wallis, $p = 0.003$) entre los usos de la tierra de estudio (**Fig. 9**). Los arroyos asociados a potreros (M = 9.961 DS = 8.638) y palma de aceite sin zona ribereña (M = 10.095 DS = 10.65) presentaron los valores más altos de productividad primaria en comparación con los arroyos asociados a bosque tropical (M = 1.138 DS = 0.720) y palma de aceite con zona ribereña (M = 1.199 DS = 0.849). El análisis de Dunn (valores de P ajustados con el método de Bonferroni), mostró diferencias significativas únicamente entre los arroyos asociados a bosque y potrero ($p = 0.010$), y entre los de bosque y palma de aceite sin zona ribereña ($p = 0.049$). El resto de los usos de la tierra no mostró diferencia significativa entre sí ($p > 0.5$).

La productividad primaria obtenida en la superficie de rocas mostró diferencia significativa (ANOVA, $p = 0.005$) entre los usos de la tierra de estudio (**Fig. 10**). Los arroyos asociados a potreros (M = 15.884 DS = 18.587) y palma de aceite sin zona ribereña (M = 8.214 DS = 8.503) tuvieron los valores más altos de productividad primaria en comparación con los arroyos asociados a bosque tropical (5.900 DS = 9.065) y palma de aceite con zona ribereña (M = 0.974 DS = 1.176). El análisis de Tukey mostró diferencia significativa entre potrero y palma de aceite con zona ribereña ($p = 0.020$), pero no mostró diferencia significativa para el resto de los usos de la tierra ($p > 0.5$).

Según el análisis de senderos (**Fig. 11**), el dosel impactó negativamente en la productividad primaria. La primera ruta muestra que el dosel impacta negativamente en la cantidad de luz ($p = 0.002$, $R^2 = 0.401$) que entra a un arroyo y por consiguiente negativamente en la productividad primaria medida en sedimentos ($p = 9.92 \times 10^{-5}$, $R^2 = 0.57$) y rocas ($p = 0.011$, $R^2 = 0.284$).

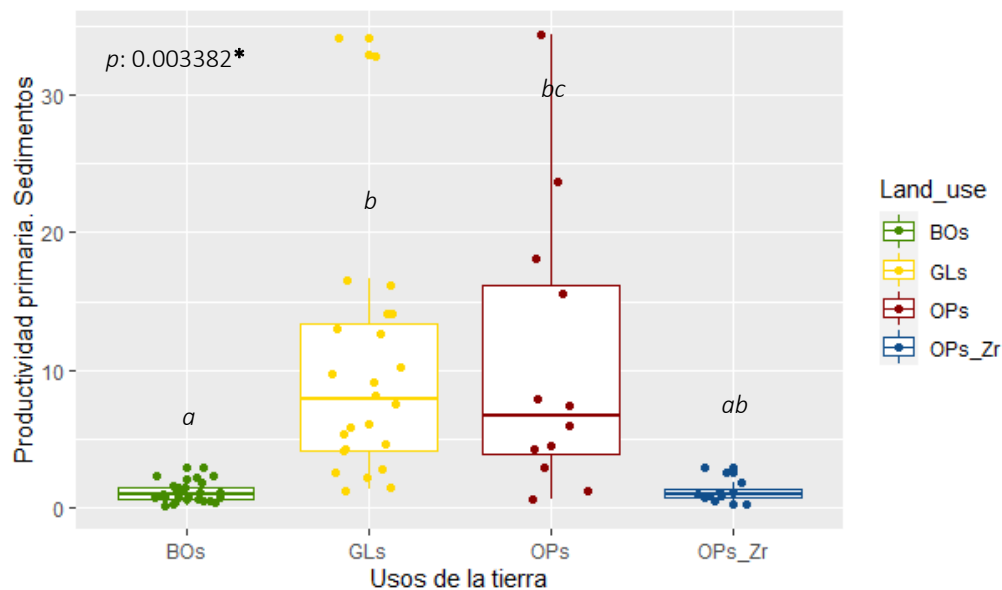


Figura No. 9 Comparación de productividad primaria en muestras de sedimentos. Bosque tropical (BOs, n=28), potreros (GLs, n=24), palma de aceite sin zona ribereña (OPs, n=12) y palma de aceite con zona ribereña (OPs_Zr, n=12). Cada arroyo representa la media entre las 4 repeticiones realizadas

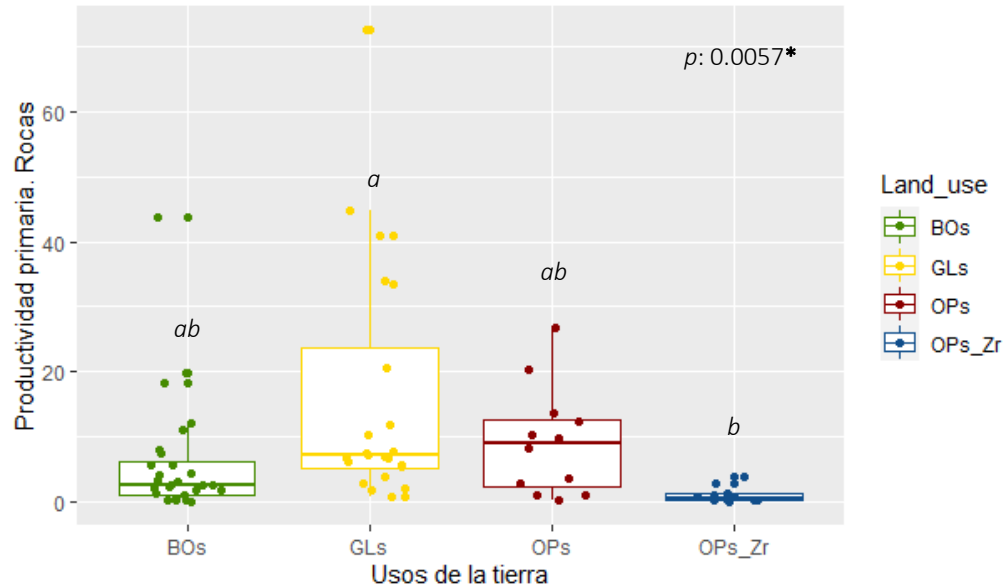


Figura No. 10 Comparación de productividad primaria en muestras de rocas. Bosque tropical (BOs, n=28), potreros (GLs, n=24), palma de aceite sin zona ribereña (OPs, n=12) y palma de aceite con zona ribereña (OPs_Zr, n=12). Cada arroyo representa la media entre las 4 repeticiones realizadas

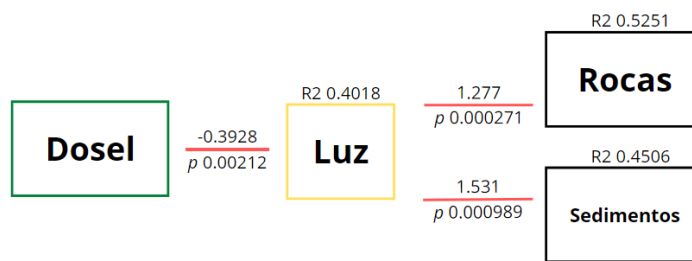


Figura No. 11 Análisis de senderos. Se muestran los valores de P de las regresiones lineales, así como los valores de R^2 y la pendiente.

7.6 Riqueza de taxones y factores que la influencian

Se identificó un total de 64 morfoespecies de 44 géneros distribuidos en 4 filos diferentes, además 10 organismos que no pude identificar. Del filo Rhodophyta, identifiqué 2 morfoespecies en 2 familias distintas; del filo Cyanophyta un total de 8 morfoespecies en 5 familias diferentes; del filo Chlorophyta un total de 7 morfoespecies en 6 géneros diferentes distribuidos en 4 familias, adicional a esto, 4 organismos que no pudieron ser identificados hasta género. Del filo Charophyta un total de 23 morfoespecies, distribuidas en 13 géneros de 6 familias distintas. Por último, del filo Bacillariophyta un total de 24 morfoespecies fueron identificadas distribuidas en 16 género de 13 familias distintas, un total de 5 organismos no pudieron ser identificados hasta género (**Tabla 3**).

Tabla 3 Lista de morfoespecies identificadas. Se presenta la lista total de morfoespecies identificadas en todos los arroyos de estudio. Los números de las últimas cuatro columnas representen la totalidad de arroyos en los que está presente cada morfoespecie, siendo el máximo para bosque 7, 6 potrero y 3 palma de aceite con y sin zona ribereña.

				Palma de aceite				
Filo	Orden	Familia	Morfoespecie	Bosque	Potrero	Con		
						Sin zona	zona	
						ribereña	ribereña	
Rhodophyta	Acrochaetiales	Acrochaetiaceae	<i>Audinella sp. 1</i>	4			3	
	Batrachospermales	Batrachospermaceae	<i>Batrachospermun sp. 1</i>		3			
Cyanophyta	Synechococcales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena sp. 1</i>	5	5	2	3	
		Stigonemataceae	<i>Stigonema sp. 1</i>	6			1	
	Nostocales	Nostocaceae	<i>Nostoc sp. 1</i>		1			
			<i>Anabaena sp. 1</i>	1	1			
			<i>Phormidium sp. 1</i>	5	3	1	1	
	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Pseudophormidium sp. 1</i>	3				
			<i>Oscillatoria sp. 1</i>	2	5	3		
Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina sp. 1</i>	2	1		2		
Chlorophyta	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Dictyosphaerium sp. 1</i>	1			1	
			<i>Actinastrum sp. 1</i>	1			1	
	Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium sp. 1</i>	6	4	2	1	
			<i>Bulbochaete sp. 1</i>		3			
	Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Chaetophora sp. 1</i>	1	3	1		
	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	<i>Scenedesmus sp. 1</i>		2			
			<i>Scenedesmus sp. 2</i>		1			
			<i>Morfogénero 1</i>	4		1		
			<i>Morfogénero 2</i>	1		1		
			<i>Morfogénero 4</i>		3			
	No identificadas	<i>Morfogénero 5</i>	1	3				
Charophyta	Desmidiales	Desmidiaceae	<i>Closterium sp. 1</i>	4	6		1	
			<i>Closterium sp. 2</i>	2	5		1	
			<i>Closterium sp. 3</i>	1	3			
			<i>Actinotaenium sp. 1</i>		2			
			<i>Cosmarium sp. 1</i>	1	3	1	1	
			<i>Cosmarium sp. 2</i>		4	1		
			<i>Cosmarium sp. 3</i>	2	3			
			<i>Cosmarium sp. 5</i>		1			
			<i>Cosmarium sp. 6</i>		2			
			<i>Cosmarium sp. 7</i>		3	1		
			<i>Cosmarium sp. 8</i>			1		
			<i>Pleurotaenium sp. 1</i>		2			
			<i>Euastrum sp. 1</i>		2			
			<i>Euastrum sp. 2</i>		1			
			<i>Desmidium sp. 1</i>		1			
			<i>Staurastrum sp. 1</i>		1			
			Gonatozygaceae	<i>Gonatozygon sp. 1</i>		4		
				<i>Gonatozygon sp. 2</i>		4		
			Peniaceae	<i>Penium sp. 1</i>		1	1	

		<i>Spirogyra sp. 1</i>	4	1		
	Zygnemataceae	<i>Spirogyra sp. 2</i>	1			
		Morfogénero 1	1			
Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia sp. 1</i>	3	5		1
	Mesotaeniaceae	<i>Netrium sp. 1</i>	1	3		
		<i>Gyrosigma sp. 1</i>	5	6	3	3
		<i>Gyrosigma sp. 2</i>	2	2	2	2
	Naviculaceae	<i>Gyrosigma sp. 3</i>	1	3	3	3
		<i>Navicula sp. 1</i>	7	6	3	3
		<i>Navicula sp. 2</i>	3	5	3	3
Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia sp. 1</i>	7	6	3	3
		<i>Pinnularia sp. 2</i>		1		
	Stauroneidaceae	<i>Stauroneis sp. 1</i>	4	6	2	3
		<i>Stauroneis sp. 2</i>	2	2		1
	Amphipleuraceae	<i>Amphipleura sp. 1</i>	4			
		<i>Frustalia sp. 1</i>	6	1	1	3
Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	<i>Aulacoseira sp. 1</i>	1			1
Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella sp. 1</i>	6	3	1	3
		<i>Surirella sp. 2</i>	4	2		
		<i>Eunotia sp. 1</i>	6	4	2	2
Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia sp. 2</i>	5	3	3	3
		<i>Eunotia sp. 3</i>	7	6	3	1
		<i>Eunotia sp. 4</i>	1	2		
Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella sp. 1</i>	6	6	3	3
	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema sp. 1</i>	7	6	3	3
Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Synedra sp. 1</i>	5	6	3	1
		<i>Tabellaria sp. 1</i>	1	2		
Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia sp. 1</i>	1	2	3	2
Cocconeoidales	Cocconeidaceae	<i>Cocconeis sp. 1</i>	4	1	3	2
		Morfogénero 1	2	2	2	1
		Morfogénero 2	2	3	3	2
	No identificadas	Morfogénero 3		1	1	2
		Morfogénero 4	5	2	1	3
		Morfogénero 6	5	1		2

En los arroyos asociados a bosque, el grupo de Bacillariophyta es el más denso (59.80 %), seguido por Cyanophyta (27.99v%) y el resto con Chlorophyta, Rhodophyta y Charophyta (8.03 %, 3.25 % y 0.92 %, respectivamente). En los arroyos asociados a potrero, el filo Bacillariophyta representan el 64.18 % de la densidad de organismos, seguido de Chlorophyta (15.21 %) y de Charophyta (14.17 %), el resto está representado por Cyanophyta y Rhodophyta (4.21 % y 2.23 %, respectivamente). En los arroyos asociados plantaciones de palma de aceite, Bacillariophyta es el más denso (91.06 %) y el resto de los grupos representan el porcentaje restante: Charophyta 4.63 %, Chlorophyta 3.10 % y Cyanophyta 1.21 %; en este uso del suelo no hubo representación del filo Rhodophyta. Por último, en los arroyos asociados a plantaciones de palma de aceite con zona ribereña conservada,

Bacillariophyta es el más denso (82 %), seguido de Rhodophyta (8.81 %), Cyanophyta (6.86 %) y por último Chlorophyta y Charophyta (1.21 % y 1.11 %, respectivamente. **Fig. 12**).

Respecto a la riqueza de morfoespecies (S) encontradas en los diferentes usos del suelo, los arroyos con mayor número de taxones son los asociados a potreros (S = 65; M = 21.11 DS = 4.21), seguido por los de bosque (S = 51; M = 16.90 DS = 3.66). Por último, se encuentran los arroyos asociados a palma de aceite con zona ribereña (S= 36; M = 15.67 DS = 4.15) y sin zona ribereña (S = 34; M = 15.11 DS = 2.37). La mayor riqueza registrada es para el arroyo GLs6, con un total de 37 taxones; mientras que la menor riqueza es para el arroyo BOs4, con 18 taxones registrados. El ANOVA realizado (con medidas repetidas), muestra diferencia significativa entre los usos del suelo (p 0.0055). Las principales diferencias se encuentran entre potrero y los otros usos del suelo; bosque (p < 0.001), palma de aceite sin zona ribereña (p 0.009) (**Fig. 13**). Para conocer la influencia de las variables ambientales en la riqueza de taxones, se realizaron regresiones lineales con las variables ambientales y la riqueza de taxones esperada (**Tabla 4**). De estas, oxígeno disuelto (mg/L), pH, conductividad, temperatura y dosel fueron significativas.

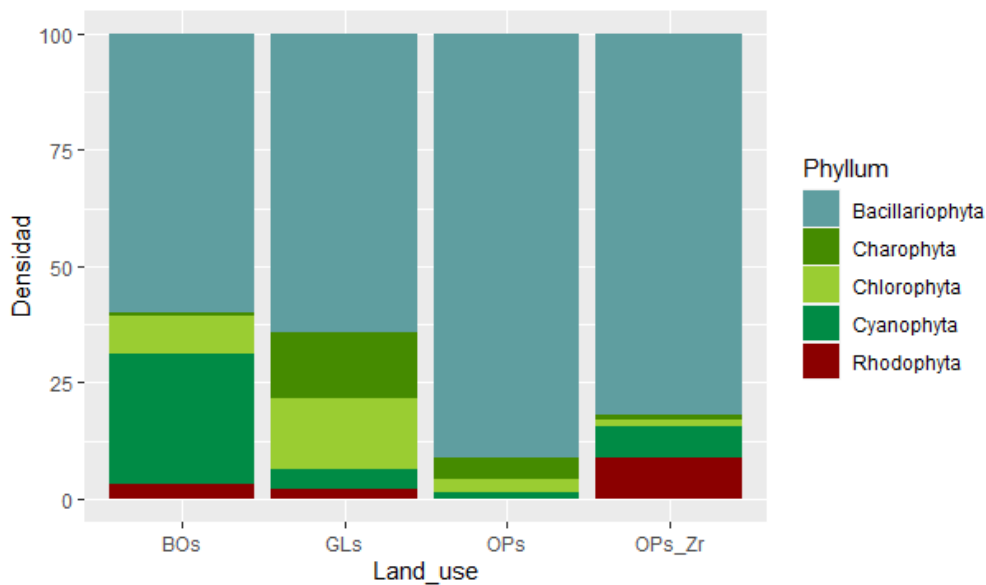


Figura No. 12 Densidad de filamentos en usos del suelo. Se muestran los grupos con mayor densidad (Org/L/cm) en cada uso del suelo. BOs n= 7, GLs n= 6, OPs n= 3, OPs Zr n=3.

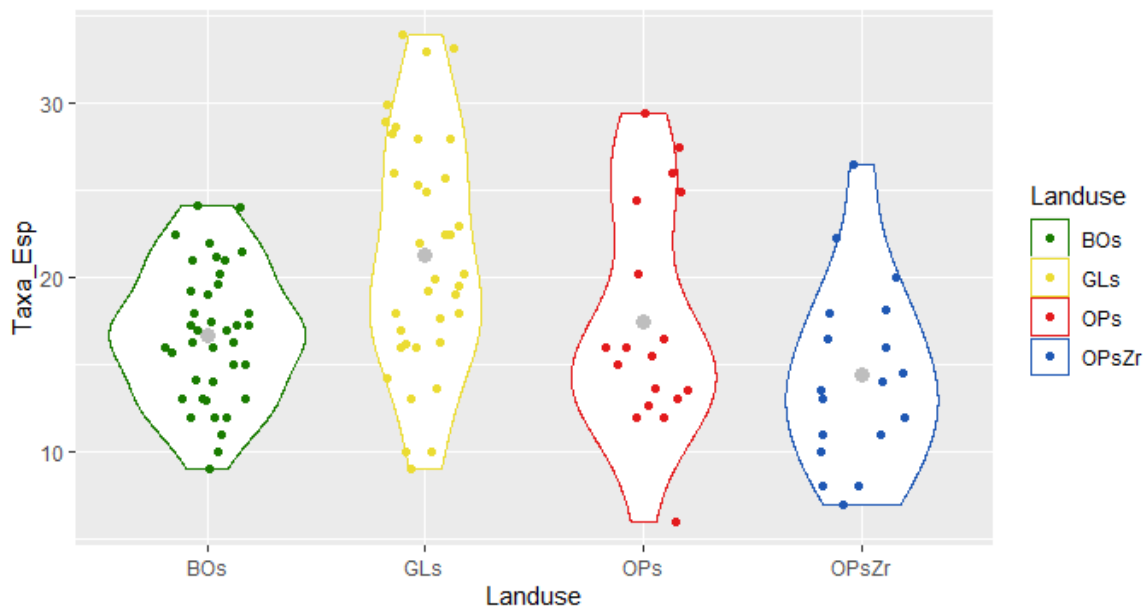


Figura No. 13 Riqueza de taxones en usos del suelo. Bosque tropical (BOs, n=21), potreros (GLs, n=18), palma de aceite sin zona ribereña (OPs, n=9) y palma de aceite con zona ribereña (OPsZr, n=9).

Tabla 4 Regresiones lineales de variables ambientales y riqueza esperada. Se muestran los valores de p , R^2 , pendiente y valores de p de los residuales de las regresiones lineales.

	Variable	Valor de p	R^2	Pendiente	p -value residuales
Riqueza esperada	DO (mg/L)	0.001	0.407	-1.782	0.49
	pH	0.003	0.360	0.103	0.06
	Conductividad (us)	0.009	0.296	1.236	0.79
	Temperatura(°C)	0.021	0.229	0.095	0.61
	Dosel (%)	0.030	0.203	-2.312	0.05
	Luz (lux)	0.084	0.115	3.166	0.02
	Sílice (mg/L)	0.542	-0.035	0.184	0.16
	Turbidez (ntu)	0.550	-0.036	-0.485	0.32
	N-NH4+ (mg/L)	0.729	-0.051	-0.449	0.01
	DBO5 (mg/L)	0.820	-0.055	-0.153	0.05
NT (mg/L)	0.972	-0.058	-0.036	0.01	

7.7 Composición de la comunidad de perifiton y factores que la influyen

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS; **Fig. 14**) mostró las agrupaciones de los arroyos según las densidades de los diferentes taxones de perifiton. Este sugirió tres grupos distintos: (1) los arroyos en bosque, BOs 1-7; (2) en potrero, GLs 1-6; y (3) en plantaciones de palma de aceite con zona ribereña, OPs 1 y 2; y sin zona ribereña, OPsZr 4-6. El arroyo OPs3 se agrupó más cercanamente a los arroyos de potrero. El valor de tensión del NMDS fue de 0.1281924, lo que explicó bien las diferencias entre las comunidades de perifiton.

El NMDS también mostró que las comunidades de perifiton en arroyos asociados a bosque fueron influenciadas principalmente por el dosel y el oxígeno disuelto; arroyos asociados a potreros, por la temperatura, luz, pH y nitrógeno total; y los arroyos asociados a plantaciones de palma de aceite, por la turbidez. Todas las variables son significativas, a excepción de pH y nitrógeno total ($p > 0.05$). Según el análisis de especies indicadoras, los taxones con valores de p significativos ($p > 0.05$), que definieron la composición de las comunidades, fueron 5 para bosque, 18 para potrero, 2 para palma de aceite sin zona ribereña, 1 compartida entre bosque y palma de aceite sin zona ribereña, 1 compartida entre bosque y palma de aceite con zona ribereña, 3 compartidas entre potrero y palma de aceite sin zona ribereña, y 3 compartidas entre palma de aceite sin y con zona ribereña (Tabla 5).

En el caso de los arroyos asociados a bosque, son: *Eunotia sp.* 3, *Stigonema sp.* 1, *Frustulia sp.* 1, *Phormidium sp.* 1 y *Pseudophormidium sp.* 1. En los arroyos asociados a potrero (segundo grupo), son: *Cymbella sp.* 1, *Gonatozygon sp.* 2 y 1, *Closterium sp.* 1, *Bulbochaete sp.* 1, *Stauroneis sp.* 1, *Pinnularia sp.* 1, *Tabellaria sp.* 1, *Chaetophora sp.* 1, *Closterium sp.* 3 y 2, *Netrium sp.* 1, *Cosmarium sp.* 3, 2 y 6, *Oscillatoria sp.* 1, *Spirogyra sp.* 1, *Scenedesmus sp.* 1. Los taxones exclusivos en plantaciones de palma de aceite sin zona ribereña (grupo 3), son: *Cosmarium sp.* 8 y el Morfogénero 2 de Bacillariophyta, y compartidos entre la plantación con zona ribereña y sin zona ribereña son *Gyrosigma sp.* 3 y *Navicula sp.* 1 y 2. Así mismo, los grupos compartieron algunos taxones, como: Grupo 2 y 3 (potrero y palma de aceite sin zona ribereña), son: *Synedra sp.* 1, *Gomphonema sp.* 1, *Cosmarium sp.* 7. Entre el grupo 1 y 3 (bosque y palma de aceite con zona ribereña), se comparte el Morfogénero 6 de Bacillariophyta. *Cocconeis sp.* 1 se compartió entre el grupo 1 y 3 (bosque y plantación de palma de aceite sin zona ribereña).

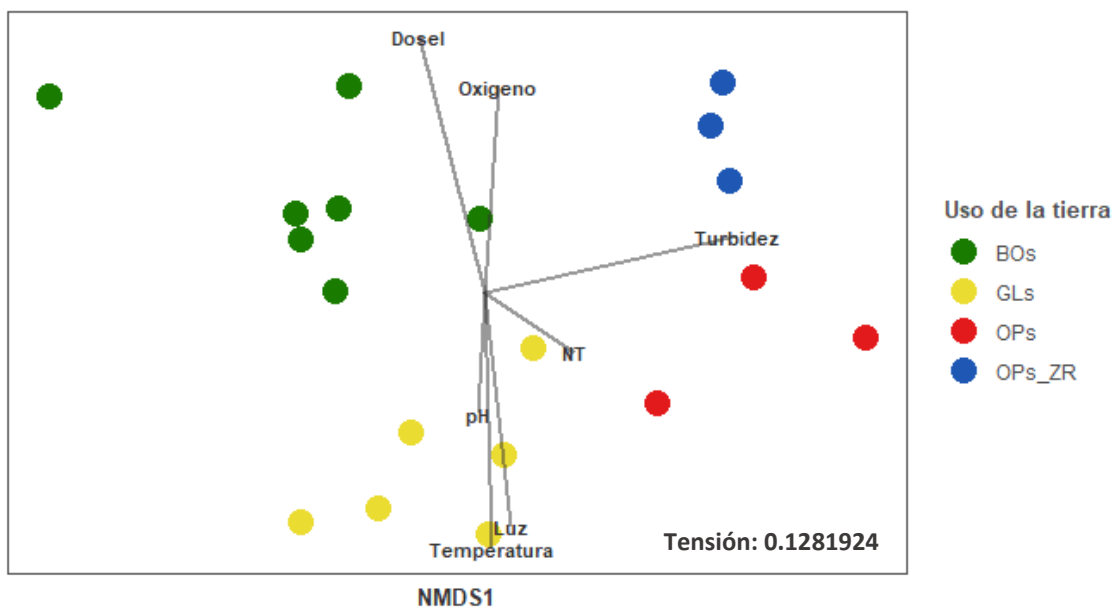


Figura No. 14 Escalamiento multidimensional no métrico. Se muestran las agrupaciones de los arroyos según las densidades de perifiton y las variables ambientales con significancia en las comunidades de perifiton. Las variables incluidas en el NMDS son dosel (porcentaje), oxígeno (porcentaje), turbidez (ntu), pH, NT (nitrógeno total, mg/L), luz (entrada de luz, lux), temperatura (°C). El valor de tensión de 0.1276112.

Tabla 5 Taxones indicadores de usos del suelo. Se muestran los morfogéneros que son indicadores de cada uso del suelo. En los paréntesis se muestra el valor de p de cada uno según el análisis de especies indicadoras.

Taxones exclusivos			Taxones compartidos
BOs	GLs	OPs	BOs - OPs
<i>Eunotia sp.</i> 3 (0.001)	<i>Cymbella sp.</i> 1 (0.001)	<i>Cosmarium sp.</i> 8 (0.002)	<i>Cocconeis sp.</i> 1 (0.013)
<i>Stigonema sp.</i> 1 (0.010)	<i>Gonatozygon sp.</i> 2 (0.002)	Morfogénero 2 (Bacillariophyta; 0.001)	GLs - OPs
<i>Frustulia sp.</i> 1 (0.008)	<i>Closterium sp.</i> 1 (0.002)		<i>Synedra sp.</i> 1 (0.001)
<i>Phormidium sp.</i> 1 (0.037)	<i>Bulbochaete sp.</i> 1 (0.002)		<i>Gomphonema sp.</i> 1 (0.001)
<i>Pseudophormidium sp.</i> 1 (0.028)	<i>Stauroneis sp.</i> 1 (0.003)		<i>Cosmarium sp.</i> 7 (0.020)
	<i>Pinnularia sp.</i> 1 (0.003)		BOs - OPsZr
	<i>Tabellaria sp.</i> 1 (0.010)		Morfogénero 6 (Bacillariophyta; 0.002)
	<i>Chaetophora sp.</i> 1 (0.009)		OPs - OPsZr
	<i>Closterium sp.</i> 3 (0.011)		<i>Navicula sp.</i> 1 (0.001)
	<i>Closterium sp.</i> 2 (0.004)		<i>Navicula sp.</i> 2 (0.003)
	<i>Gonatozygon sp.</i> 1 (0.010)		<i>Gyrosigma sp.</i> 3 (0.008)
	<i>Netrium sp.</i> 1 (0.012)		
	<i>Cosmarium sp.</i> 3 (0.015)		
	<i>Oscillatoria sp.</i> 1 (0.020)		
	<i>Spirogyra sp.</i> 1 (0.025)		
	<i>Cosmarium sp.</i> 2 (0.024)		
	<i>Cosmarium sp.</i> 6 (0.022)		
	<i>Scenedesmus sp.</i> 1 (0.040)		

VIII. Discusión

Este estudio demuestra que el cambio del uso de la tierra en la Ecorregión Lachuá tiene impactos en la calidad del agua, productividad primaria, riqueza de taxones y las comunidades de perifiton del ecosistema acuático y con la evidencia mostrada, la hipótesis es parcialmente rechazada. En los arroyos de bosque, si se reportaron menores rangos de entrada de luz y temperatura, así como mayores concentraciones de oxígeno disuelto, en comparación a los arroyos de potrero y palma de aceite. En cuanto a los nutrientes (nitrógeno total), no hubo diferencias significativas, sin embargo, las concentraciones en bosque sí fueron menores a las del resto de usos de la tierra. La productividad primaria fue menor en bosque y mayor en palma de aceite y, principalmente, en potrero. Sin embargo, la evidencia colectada respecto a la riqueza de taxones de perifiton es contraria a lo planteado en la hipótesis, en la que se establecía mayor riqueza en los arroyos de bosque comparado con el resto de los usos de la tierra. La mayor riqueza de taxones se encontró en los arroyos asociados a potrero.

La composición de las comunidades de perifiton agrupa a los arroyos en tres grupos distintos. En el primer grupo se encuentran los arroyos asociados a bosque (BOs 1-7), y la comunidad de perifiton es influenciada por la cobertura del dosel y el oxígeno disuelto. Las principales morfoespecies de este grupo son: *Eunotia sp.* 3, *Stigonema sp.* 1, *Frustulia sp.* 1, *Phormidium sp.* 1 y *Pseudophormidium sp.* 1. El segundo grupo reúne a los arroyos asociados a potrero y el OPs3; este grupo está definido por morfoespecies como: *Cymbella sp.* 1, *Gonatozygon sp.* 2 y 1, *Closterium sp.* 1, *Bulbochaete sp.* 1, *Stauroneis sp.* 1, *Pinnularia sp.* 1, *Tabellaria sp.* 1, *Chaetophora sp.* 1, *Closterium sp.* 3, 2 y 7, *Netrium sp.* 1, *Cosmarium sp.* 3, 2 y 6, *Oscillatoria sp.* 1, *Spirogyra sp.* 1, *Scenedesmus sp.* 1, *Synedra sp.* 1, *Gomphonema sp.* 1. Estas están influenciadas por la entrada de luz y temperatura del agua. El tercer grupo reúne a los arroyos asociados a palma de aceite con zona ribereña (OPsZr 4-6) y sin zona ribereña (OPs 1-2); las comunidades de perifiton están influenciadas por la turbidez del agua y las principales morfoespecies que lo definen son: *Navicula sp.* 1 y 2, *Gyrosigma sp.* 3 y 2. En las siguientes secciones se discutirán los resultados presentados y se dará una idea más amplia de como el cambio del uso de la tierra impacta en los ecosistemas acuáticos.

8.1 El área circundante y su impacto en las características de arroyos

Si bien, en este estudio no se evaluó la vegetación en la zona ribereña (*e.g.* estructura, riqueza y composición de especies), la cobertura del dosel y los sustratos disponibles en los arroyos son variables que pueden relacionarse directamente con el uso de la tierra en cada microcuenca porque responden al tipo de vegetación ribereña y sus características (Gonçalves et al., 2014). En arroyos asociados a bosque la cobertura del dosel fue similar a la observada en palma de aceite con zona ribereña conservada, y ambos mostraron hojas, palos pequeños y arena en sus sustratos. Por el contrario, la cobertura en los arroyos de potrero fue al menos 5 veces menor y con alta variación debido a la presencia de vegetación secundaria para cercos vivos, sombra y/o alimento para el ganado (Méndez et al., 2008), que caracteriza a este tipo del suelo (*e.g.*, GLs1, GLs2 y GLs3). Los sustratos principales en potrero fueron fango, grama, rocas grandes y palos pequeños similar a los observados en las plantaciones de palma de aceite sin zona ribereña (exceptuando rocas grandes). El dosel en los arroyos en la plantación de palma de aceite sin zona ribereña fue al menos dos veces menor al de bosque. A pesar de que en estos arroyos no hay bosque conservado, el porcentaje de dosel fue mayor que los de potrero debido a las palmas en las orillas de los arroyos que generan cierta sombra limitando la entrada de luz (Chellaiah & Yule, 2018).

Otros estudios en el tema han mostrado resultados similares en los que arroyos asociados a bosque y plantaciones con zonas ribereñas conservadas tienen mayor densidad de vegetación con árboles altos que hacen sombra al suelo. Por el contrario, plantaciones de palma de aceite sin zona ribereña, se caracterizan por vegetación menos compleja y con menor cobertura de dosel (Chellaiah & Yule, 2018). La vegetación ribereña tiene la capacidad de regular la cantidad de hojas, frutos, flores o sustratos leñosos (Gonçalves et al., 2014). Sobre esto, se ha demostrado que dentro plantaciones de palma de aceite, la estructura de la vegetación ribereña es homogénea lo que simplifica los sustratos disponibles (Faruk et al., 2013). Esto es importante porque los microhábitats, que son favorecidos por la diversidad de sustratos, permiten el establecimiento de comunidades biológicas (Chua et al., 2020). En cuanto a las algas, los hábitats temporales que se forman con los sustratos son seleccionados por algunas especies (Wehr & Sheath, 2015).

La entrada de luz y por consiguiente la temperatura del agua son dos variables que se ven influenciadas por la cantidad de dosel que cubre un arroyo (Luke et al., 2019). En los resultados se demostró que, a mayor cobertura de dosel, menor es la entrada de luz y menores son los rangos temperatura en agua, lo que coincide con otros estudios (Montgomery & Chazdon, 2001; Osborne &

Kovacic, 1993). Los arroyos con menor entrada de luz son los de bosque y palma de aceite con zona ribereña y a su vez, los que menores rangos de temperatura tienen. Contrario a esto, son los arroyos que se encuentran en potrero y palma de aceite sin zona ribereña conservada, los cuales tienen mayor entrada de luz y mayores rangos de temperatura.

El único método que se realizó para medir la sombra generada por la vegetación en la zona ribereña fue el porcentaje de cobertura del dosel. Sin embargo, esta medición no que había presencia de vegetación arbustiva o gramíneas en las orillas de los arroyos, la cual tiende a limitar la entrada de luz (Chellaiah & Yule, 2018; Lucey et al., 2018). Esto es importante, porque en comparación con los arroyos asociados a potreros, los arroyos en plantaciones sin zona ribereña tienen una diferencia de 213 lux y 1.9°C.

La vegetación arbustiva o gramínea en la orilla de los arroyos podría tener un papel importante, limitando la entrada de luz; por consiguiente, disminuyendo la temperatura del agua. Sin embargo, se ha reportado que esta vegetación no hace diferencia significativa (Langer et al., 2008). Otro factor que documentado en las mediciones de dosel es la sombra que generan las palmas. Estas son plantas que pueden alcanzar hasta 30 metros de altura (Arias et al., 2009), y a pesar de que en nuestro estudio fueron menores de 20 metros, igualmente generaron suficiente sombra, limitando la entrada de luz y disminuyendo la temperatura en el agua.

La modificación de sustratos, y el incremento de luz y temperatura son algunas de las principales consecuencias del cambio del uso de la tierra y la pérdida de la vegetación ribereña en los ecosistemas acuáticos. Esto afecta la diversidad y cantidad de sustratos y de micro-habitats (Luke et al., 2017; Wilkinson et al., 2018), y repercute en la productividad primaria, pudiendo alterar la estructura y funcionamiento de procesos ecológicos como son las redes tróficas (Luke et al., 2019).

8.2 La calidad del agua

La ordenación del PCA separó los arroyos en dos grupos distintos. En el primero se encuentran los arroyos de potrero (GLs1-6) y el arroyo en palma de aceite, OPs2. En el segundo grupo se encuentran los arroyos de bosque (BOs 1-7), palma de aceite con zona ribereña conservada (OPsZr 4-5), y sin zona ribereña (OPs 1 y 3). Los arroyos del primer grupo se asociaron con temperatura, nitrógeno total y pH; mientras que los arroyos del segundo grupo se asociaron con oxígeno disuelto, densidad del dosel y sílice.

El oxígeno disuelto según el PCA se asocia a los arroyos del segundo grupo. Este es uno de los parámetros más importantes para la vida acuática, proviene principalmente del oxígeno atmosférico, precipitación, flujo del agua y de la actividad metabólica de organismos fotosintéticos (Pérez & Ramírez, 2008). El oxígeno disuelto en el presente estudio fue mayor en arroyos en bosque, y esto concuerda con otros estudios que han reportado niveles de oxígeno más elevados en arroyos asociados a bosque, en comparación con arroyos que no tienen bosque conservado (García et al., 2010; Rojas et al., 2022). Las bajas concentraciones de oxígeno disuelto pueden relacionarse con la temperatura y/o el limitado flujo de agua (Pérez & Ramírez, 2008). En este caso, la temperatura parece tener mayor relevancia, considerando que la corriente de agua no varió significativamente entre los usos del suelo. Por el contrario, la temperatura si varió y fue mayor en arroyos en potrero, en donde se observaron los menores valores de oxígeno disuelto. Mayores temperaturas se asocian a mayores velocidades de difusión del gas, en consecuencia, a menores concentraciones de oxígeno (Dodds & Whiles, 2010b).

Los bajos niveles de oxígeno superficial en los arroyos asociados a potrero pueden definirse como condiciones de anoxia, a esto se le conoce como zonas muertas, y por lo general son zonas con concentraciones menores a 2-3 mg/L (Diaz, 2016). Estas condiciones de anoxia tienden a ser más comunes en zonas más profundas (Dodds & Whiles, 2010b), por lo que no están solamente en la parte superficial de los arroyos de potrero, sino también en la parte profunda de OPs 1, 2 y OPsZr 6, así como en todos los arroyos de potrero. Sin embargo, en este caso es interesante, especialmente por el fango que es uno de los sustratos dominantes en OPs 1, 2 y GLs 1-6, y que puede estar limitando las concentraciones de oxígeno disuelto (Pérez & Ramírez, 2008). Además, esto favorece un cambio abrupto en la columna de agua que puede afectar a la vida de organismos acuáticos (Luke et al., 2019).

Concentraciones entre 6.5 y 8 mg/L, indican una buena oxigenación del agua (Wetzel, 2001). En nuestro estudio, el 47% de los arroyos en bosque presentaron valores de oxígeno disuelto menores de 6 mg/L. Lo mismo fue observado en todos los arroyos en potrero., en 67% de los arroyos en palma de aceite sin zona ribereña conservada, y en 33% de los arroyos con zona ribereña en la palma. Esto indica que otras variables, como el flujo del agua (Mercer et al., 2014) y la cantidad de materia orgánica en descomposición (Aguiar et al., 2011), podrían estar afectando la disponibilidad de oxígeno en el agua.

En cuanto a la materia orgánica en descomposición, esto puede deberse a la cantidad de sustratos en los arroyos. En los arroyos de bosque y palma de aceite con zona ribereña conservada, la presencia de hojarasca acumulada puede ser un factor que favorece la actividad bacteriana, por consiguiente el consumo de oxígeno (Dodds & Whiles, 2010d). En los arroyos de potrero y palma de aceite sin zona ribereña, la presencia de un sustrato como fango puede ser rico en materia orgánica en descomposición, que puede llevar a bajas de oxígeno (Pérez & Ramírez, 2008).

Sin embargo, los niveles de DBO5 indican que la baja oxigenación en agua no se debe a la materia orgánica en descomposición. Esta es una medida que indica la cantidad de oxígeno que es utilizada por microorganismos (e.g. bacterias), para descomponer materia orgánica disuelta. A mayor cantidad de materia orgánica en descomposición, existirá mayor actividad bacteriana que requerirá de concentraciones más altas de oxígeno (Pérez & Ramírez, 2008). En este caso, no hubo diferencia significativa en el DBO5 entre los usos del suelo, sin embargo, los valores más altos están en los arroyos asociados a la plantación de palma de aceite con zona ribereña y sin zona ribereña conservada. Los más bajos están en los arroyos de potrero y de bosque. Los valores bajos en los arroyos de potrero fueron inesperados, ya que a mayor temperatura y sólidos disueltos, se espera mayor actividad de microorganismos, y por consiguiente, mayor DOB5 (Singh et al., 2015).

Los arroyos estudiados tenían en general poco flujo de agua y esto puede explicarse con las características de la Ecorregión Lachuá, como la altitud. La Ecorregión Lachuá es un área de bajas elevaciones (300 – 750 msnm), por lo que no hay pendientes pronunciadas (CONAP, 2003) que favorezcan la corriente del agua. Además de la pendiente, otro factor que influye en el flujo de agua es la acumulación de materia orgánica leñosa o vegetal en los arroyos (Faustini & Jones, 2003). Se ha reportado que zonas ribereñas boscosas favorecen la complejidad del flujo de agua en un arroyo por la acumulación de materia orgánica leñosa (Luiza-Andrade et al., 2017), pero en el caso de los arroyos de estudio, no solamente la materia orgánica leñosa puede modificar este flujo.

En los arroyos en plantaciones de palma de aceite sin zona ribereña conservada un factor poco estudiado es la vegetación secundaria que crece aledaña a los arroyos, así como las hojas de palma

que caen en los arroyos y limitan el flujo de agua. En los potreros, la presencia de gramíneas que crecen sobre los arroyos también puede limitar el flujo de agua. El caso contrario ocurre con los arroyos de bosque y palma de aceite con zona ribereña, en los que la acumulación de hojas y material leñoso pueden limitar el flujo de agua (Langer et al., 2008).

La turbidez y sólidos disueltos en agua son parámetros que pueden indicar el impacto que tiene el cambio del uso de la tierra en los arroyos (Allan & Castillo, 2007). La turbidez es una variable que se asoció al grupo 2, en donde se encuentran los arroyos de palma. Esta es una medida de la dispersión de luz en el agua que se puede ver afectada por partículas suspendidas, tales como algas, arcillas o compuestos de desecho de la descomposición de materia orgánica. La turbidez es un parámetro que se correlaciona con la cantidad de sólidos suspendidos en agua (Dodds & Whiles, 2010a). En este estudio los arroyos asociados a las plantaciones de palma de aceite con zonas ribereñas tuvieron los valores más altos de turbidez, seguido por los arroyos en palma de aceite sin zona ribereña. A estos, les siguen los arroyos en potreros y por último los arroyos en bosque. En cuanto a los sólidos suspendidos en agua, los arroyos en plantaciones de palma de aceite con zona ribereña tienen los valores más altos.

Respecto a los niveles más altos de turbidez en los arroyos asociados a plantaciones de palma de aceite, un factor que puede estar determinando esto es la erosión del suelo (Allan & Castillo, 2007). En las plantaciones, la mayor cantidad de erosión sucede al momento de la preparación de la tierra (deforestación y plantación; Sahat et al., 2016). En la plantación de estudio, el área de palmas sin zona ribereña conservada son plantaciones maduras y en el caso de palmas con zona ribereña conservada son juveniles. A pesar de que en el área de la plantación en la que no hay conservación de la zona ribereña, las palmas son maduras, los arroyos están directamente expuestos a las prácticas agrícolas de las plantaciones, ya que no hay ninguna barrera entre la plantación y el arroyo lo que puede facilitar la entrada de sedimentos a los arroyos y por ende aumentar la turbidez en el agua (Afandi et al., 2017).

Se esperaría que la conservación de zonas ribereñas dentro de plantaciones de palma limite la erosión y por ende encontrar niveles de turbidez más bajos (Luke et al., 2019); sin embargo, esto no hizo diferencia significativa en los resultados. Esta dinámica puede indicar que el tamaño y estructura de la vegetación no es el adecuado para la conservación de la calidad del agua. Según indicaciones de la RSOP para arroyos similares a los de este estudio (1-5 metros de ancho), la zona ribereña debe tener un ancho de 30 metros de cada lado del arroyo (Lucey et al., 2018). Este es un requerimiento que no se cumple en la plantación de estudio (Vargas & Rojas, 2021) y una de las consecuencias de las malas prácticas de conservación de la vegetación son los niveles de turbidez del agua que puede impactar en la productividad primaria de los arroyos (Burgos-Caraballo et al., 2014).

Otro factor que se relaciona con la entrada de sedimentos en cuerpos de agua es la carga de nutrientes; esto debido a que una de las fuentes de entrada de nutrientes es por la erosión del suelo (contaminados con pesticidas, agroquímicos o fertilizantes), deposición atmosférica o fuentes geológicas (Allan & Castillo, 2007). En este estudio, los valores para fosfatos en todos los arroyos estuvieron por debajo del límite de detección, por lo que no pueden hacerse comparaciones en cuanto a este nutriente. Este es un factor clave que limita la productividad primaria en ecosistemas acuáticos (Dodds & Whiles, 2010c), y la ausencia de esta información representa una limitante en el análisis de este estudio.

Rojas et al., (2022), estudió arroyos similares a los de este estudio dentro de potreros, bosque y plantaciones de palma de aceite en la Ecorregión Lachúa. En su estudio no se reportaron diferencias significativas entre las concentraciones de ortofosfatos de bosque y plantaciones de palma de aceite. Él atribuyó la similitud de la concentración de ortofosfatos en bosque y palma a la baja fertilización en la plantación de estudio durante la época de muestreo. Este puede ser el caso para el presente estudio, ya que las concentraciones de ortofosfatos en todos los arroyos fueron menores a 0.02 mg/L, según el límite de detección del método utilizado en el análisis de laboratorio.

En cuanto al nitrógeno inorgánico disuelto, compuesto por nitrato ($N-NO_3^-$) y amonio ($N-NH_4^+$), no se reportaron diferencias significativas. Según el PCA, esta es una variable que se asocia al grupo 1, en donde se encuentran los arroyos de potrero y el OPs3. Sin embargo, si hay una leve diferencia en las concentraciones de cada uso del suelo. Las concentraciones más altas de nitrógeno inorgánico disuelto se reportaron en los arroyos asociados a palma de aceite sin zona ribereña conservada, seguido por los arroyos en potrero. Las concentraciones más bajas de nitrógeno orgánico disuelto son las reportadas en los arroyos de bosque, seguido por los arroyos asociados a palma de aceite con zona ribereña conservada.

Si bien, no se reportaron diferencias significativas en cuanto al nitrógeno inorgánico disuelto, si hay variaciones en las concentraciones. Esto coincide parcialmente con los reportado por Rojas et al., (2022), quien encontró diferencia significativa entre las concentraciones de nitratos en bosque y palma de aceite, siendo mayores las concentraciones en la plantación. En cuanto a los resultados de esta tesis, los arroyos que tienen zona ribereña conservada tienen menores concentraciones de nitrógeno orgánico disuelto, en comparación con las que no. Dentro de plantaciones de palma de aceite se ha reportado que en las plantaciones sin zonas ribereñas hay mayores concentraciones de nutrientes (Chellaiah & Yule, 2018). Esto puede deberse a prácticas de fertilización que favorecen la entrada de sedimentos cargados de nutrientes (Afandi et al., 2017).

Otro nutriente importante en este estudio es el sílice, este se asocia a los arroyos del grupo 2, en donde se encuentran los asociados a bosque y palma de aceite con zona ribereña y OPs1 y OPs2. Los arroyos en bosque presentaron las concentraciones más altas, seguidas por los de potrero y los asociados a plantaciones de palma de aceite. Esto es consistente con el estudio de Rojas *et al.* (2022), quién reportó el mismo patrón y lo atribuyó a la capacidad que tienen el bosque para reciclar el nutriente. Esto es importante en los ecosistemas porque su funcionamiento podría verse perturbado con la reducción de la vegetación ribereña, lo que terminaría impactando en toda la red hídrica (Chellaiah & Yule, 2018). En cuanto a los potreros, grupo con concentraciones intermedias de sílice, esto puede deberse a las gramíneas que rodean los arroyos y que podrían tener un papel en el mantenimiento de este nutriente (Rojas *et al.*, 2022).

La conductividad es una variable proporcional a la cantidad de iones en agua, y no fue significativamente diferente en los usos del suelo, pero que sí presentó variaciones. En los arroyos de potrero presentó los valores más altos, seguido por los arroyos en palma de aceite con zona ribereña y por los arroyos asociados a palma de aceite sin zona ribereña. Por el contrario, los arroyos asociados a bosque son los que menores valores de conductividad presentan. Los valores más altos de conductividad concuerdan con los usos del suelo en donde se encuentran las concentraciones más altas de nutrientes, lo que podría indicar que a mayor cantidad de iones mayor conductividad (Dodds & Whiles, 2010a).

El potencial de hidrógeno (pH) es una variable de importancia para la biota acuática y es una medida de la cantidad de iones hidrógeno en el agua (Pérez & Ramírez, 2008). Según el PCA se asocia a los arroyos del grupo 1. Se ha reportado que valores por debajo de 5, indican niveles de acidez muy altos para la biota acuática (Allan & Castillo, 2007). En este estudio, las diferencias entre los valores de pH de los arroyos son mínimos, encontrándose todos en un rango entre 6.6 a 7.0. Los valores más altos están en los arroyos de potrero, seguidos por los de palma de aceite con zona ribereña, bosque y palma de aceite sin zona ribereña. En estudios anteriores dentro del PNLL, han sido reportados valores de pH en rangos más altos (bosque: 7.2 a 8.4; cultivos: 5.3 a 8.2; potrero: 5.7 a 7.7; García et al., 2010), así como similares a los reportados en este estudio (bosque: 5.4 a 6.2; palma de aceite: 5.4 a 6.6; potreros: 5.4 a 7.2; Rojas et al., (2022). Los resultados acá presentados se suman a lo reportado por Rojas et al., (2022), en donde los ríos de estudio son de primer o segundo orden, y son ligeramente más ácidos a los de mayor orden, como los de García et al. (2010). Esto puede respaldarse con el hecho que los arroyos de primer o segundo orden son generalmente más pequeños que arroyos de mayores órdenes, por lo que la descomposición de materia orgánica puede disminuir el pH por procesos de remineralización de una forma más intensa por el espacio limitado en el que se da este proceso (Aguiar et al., 2011).

8.3 Componentes bióticos: productividad primaria y perifiton

En general, según las concentraciones de clorofila α , todos los arroyos de este estudio pueden clasificarse dentro del límite oligotrófico-mesotrófico ($0 - 20 \text{ mg/m}^2$; Dodds *et al.*, 1998) con algunos puntos que son la excepción. En los arroyos de bosque, únicamente hay un punto en el BOs2 (muestra de rocas: 43.85 mg/m^2) que se encuentra dentro del límite mesotrófico-eutrófico y representa el 4% de este uso del suelo; en los arroyos de palma de aceite con zona ribereña conservada el 100% de los puntos se encuentra en el límite oligotrófico-mesotrófico. Por el contrario, en los arroyos asociados a potrero, en las muestras de sedimentos y rocas el 8% y 29%, respectivamente, están en un límite mesotrófico-eutrófico. En los arroyos asociados palma de aceite sin zona ribereña conservada tanto en muestras de sedimentos como rocas, los puntos mesotróficos-eutróficos representan el 17% de la totalidad de puntos muestreados.

8.3.1 Productividad primaria y riqueza de taxones

En un arroyo las fuentes de alimentación primaria pueden ser de origen autóctono o alóctono (Pérez & Ramírez, 2008). La fuente de energía primaria autóctona hace referencia a las algas y plantas acuáticas que por medio de la fotosíntesis transforman la energía lumínica a química, haciendo disponible el carbono para otros niveles tróficos (Hill, 1996). La energía primaria alóctona es la que proviene del material vegetal que entra a un río y por actividad bacteriana diferentes formas de carbono se hacen disponibles, estos detritos orgánicos tienen bajas cantidades de nutrientes (Wetzel, 2001). Para ambas fuentes de energía primaria, la vegetación en la zona ribereña juega un importante papel que puede modelar la contribución de ambas en un sistema acuático (Dodds et al., 1998). Con el fin de evaluar las principales fuentes de productividad primaria en los arroyos de esta tesis, se utilizó la información de pigmentos fotosintéticos y riqueza de taxones de perifiton, así como los sustratos disponibles en cada uso del suelo (materia orgánica: hojarasca, palitos y raíces encontrados en los sustratos).

En los arroyos asociados a bosque y palma de aceite con zona ribereña, la vegetación aladaña permitió la entrada de material vegetal (*e.g.*, hojarasca o palos). Además, en estos arroyos se reportaron los mayores porcentajes de cobertura de dosel y por consiguiente los menores rangos de entrada de luz. En los arroyos de bosque y palma de aceite con zona ribereña se reportó las concentraciones más bajas de clorofila α , así como la riqueza de taxones más baja. Contrario a esta

dinámica, son los arroyos asociados a potrero y palma de aceite sin zona ribereña, en donde la entrada de material vegetal fue limitada y los principales sustratos reportados son fango, grama, rocas grandes, palos pequeños. En los arroyos de potrero el porcentaje de dosel fue menor al del resto de usos de suelo y por ende presentó los valores más altos de luz. Esto coincide con las concentraciones más altas de clorofila α y riqueza de taxones. En los arroyos de palma de aceite sin zona ribereña, el dosel limitó en menor proporción la entrada de luz en comparación con los arroyos de potrero, la concentración de clorofila α fue alta pero la riqueza de taxones es intermedia entre las más bajas y la más alta.

Con los datos de las concentraciones de clorofila α , el dosel, entrada de luz y los sustratos disponibles en los arroyos de estudio, se puede sugerir que los resultados de esta tesis, se suman a la propuesta de Hill (1996). Él propone que en ambientes en los que el dosel de la zona ribereña no permite la entrada de la luz, el crecimiento y reproducción de algas se ven limitadas (fuente autóctona), y es así como la principal fuente de productividad primaria será alóctona. Algunos estudios han reportado evidencia similar, como Tromboni et al., (2019) quienes demostraron que la cantidad de luz que llega a un arroyo puede modificar la estructura del perifiton. La productividad primaria (medida en clorofila α) es mayor en sitios con menor cobertura de dosel (Quinn et al., 1997) y, en cuanto a la riqueza de taxones Vázquez et al. (2011) reportó resultados similares a estos, en los que arroyos asociados a bosque presentaron la menor riqueza, arroyos asociados a pastizales la mayor riqueza e intermedio se encontraron arroyos asociados a plantaciones de café.

Como se mencionó en la primera sección de la discusión, la modificación o pérdida de vegetación ribereña por las actividades antropogénicas causan cambios en el funcionamiento de los cuerpos de agua dulce (Chellaiah & Yule, 2018; Mercer et al., 2014; Wilkinson et al., 2018). La vegetación en la zona ribereña es uno de los principales contribuyentes del material alóctono de los ecosistemas acuáticos (Wetzel, 2001) y la pérdida de zona ribereña reduce la entrada de hojas como fuente de energía para la comunidad acuática, lo que tiene impacto en el equilibrio de nutrientes (Gonçalves et al., 2014) y a su vez hace accesible la entrada de luz como un componente clave en el proceso de fotosíntesis (Hill, 1996).

Estas dinámicas son importantes porque las algas son un componente basal en las redes tróficas (Wu, 2017) y se ha demostrado que la pérdida de vegetación ribereña impacta en la base alimentaria de macroinvertebrados acuáticos ya que hay más material autóctono disponible y las dietas de estos grupos tienen un aumento en la proporción de diatomeas; aun así, el material alóctono representa una proporción grande en las dietas de macroinvertebrados en ríos de bosque y pastizales (García Soto, 2012).

8.3.2 Factores que influyen la productividad primaria y riqueza de taxones

Los arroyos en GLs tuvieron en promedio mayor riqueza, el valor máximo es de 37 taxones en GLs6. Este uso del suelo se caracterizó por la ausencia de vegetación en la zona ribereña y tiene los valores más altos de temperatura y son en promedio los más básicos. Debido a que la clorofila α es un pigmento fotosintético, la medición de la concentración de este da un indicio de la abundancia de las algas (Higgins, 2011). Los arroyos en donde mayor riqueza de taxones se reportó (GLs), coinciden con las mayores concentraciones de clorofila α . En el análisis de senderos, la luz mostró tener impacto en la productividad primaria medida en rocas y sedimentos. En las reacciones luminosas de la fotosíntesis, el proceso no depende de enzimas, solamente de fotones, por lo que la luz puede ser el factor limitante que determine la concentración de clorofila α y por ende la cantidad de algas

presentes (W. Hill, 1996). Resultados similares son los presentados por Tromboni et al. (2019) quien reportó que en arroyos con mayor entrada de luz, la concentración de biomasa es mayor.

Esto es interesante ya que tanto la productividad primaria como la riqueza de taxones son las más altas en este uso del suelo. Los arroyos en potrero se caracterizaron por tener alta entrada de luz por el bajo porcentaje de dosel. Hill (1996) explica que si bien puede haber otros factores que influyeran en las algas (*e.g.*, nutrientes), la luz es un requisito para la existencia de vida fototrófica. Esto se respalda con el análisis de senderos en las que se muestra asociación de las concentraciones de clorofila α con el dosel. En cuanto a la riqueza de taxones, el pH es una variable que significativamente se asoció con la riqueza y en este uso del suelo es en donde más básico se encontró. En el estudio de (Schneider et al., 2013) se evaluó la influencia del pH en diatomeas y algas blandas de arroyos en Noruega; este estudio es un antecedente interesante sobre la influencia del pH en la riqueza de taxones, ya que se sugiere a que un pH de 6.4 se alcanza un máximo promedio de riqueza de algas blandas, mientras que a un pH de 6.6 se alcanza la máxima riqueza de géneros de diatomeas. Estos valores son dados para ambientes muy distintos a los arroyos de este estudio, ya que los arroyos en potrero son en promedio los más básicos y es en donde mayor riqueza esperada se obtuvo.

Los arroyos de BOs, OPs y OPsZr tienen en promedio la menor riqueza (24, 23, 24; respectivamente). Los arroyos en OPs no tienen zona ribereña y si se continúa en la lógica de la apertura del dosel, se esperaban fueran mayores debido a que la entrada de luz es mayor (García Soto, 2012); sin embargo, la riqueza es muy similar a la de arroyos en palma de aceite con zona ribereña conservada. En este caso, podría deberse al grado de sombra que favorecen las palmas (Chellaia & Yule, 2018) lo que limita la entrada de luz y por ende la presencia de algas. Otra razón para esto, es que, la muestra de palma de aceite sin y con zona ribereña es muy pequeña, por lo que puede ser que no se logren diferenciar las dinámicas en cuanto a la riqueza de taxones.

En los arroyos de bosque y palma de aceite con zona ribereña, es en donde mayor porcentaje de dosel se encontró, así como las concentraciones más altas de oxígeno disuelto. Este resultado es similar al presentado por otros estudios en los que se reporta que en arroyos de bosque con alta cobertura de dosel y concentraciones de oxígeno, la riqueza es más baja en comparación con ríos en plantaciones de café o pastizales (Vázquez et al., 2011).

8.4 Composición de las comunidades de perifiton y los factores que las definen

Evaluar la composición de las comunidades de perifiton es importante porque el cambio del uso de la tierra puede impactar en la biodiversidad acuática más allá de la riqueza de especies. Se clasificaron 3 grupos distintos según la composición de las comunidades. El primer grupo fueron los arroyos de bosque (BOs 1-7), que tuvieron influencia del porcentaje de dosel y el oxígeno disuelto. Fueron 5 taxones los que representaron significativamente a la composición de la comunidad de taxones de perifiton.

El segundo grupo aglutinó dispersamente los arroyos de potrero (GLs 1-6) y el OPs3; estos arroyos estuvieron influenciados significativamente por la entrada de luz y temperatura y fueron 18 taxones los que se asociaron a este grupo. El tercer grupo reunió a los arroyos en plantación de palma de aceite que conserva su zona ribereña (OPsZr 4-6) y los que no lo hacen (OPs 1-2); estuvieron influenciados significativamente por la turbidez del agua. Para ambos tipos de arroyos, son 5 taxones los que mayor contribución tuvieron en este grupo.

Como se ha mencionado en secciones anteriores a esta, los arroyos en bosque (primer grupo) conservan bien la integridad de su zona ribereña y por ende, el dosel limita la entrada de luz (Chellaiah & Yule, 2018), hay alta descarga de material alóctono y las concentraciones de clorofila α son baja (García Soto, 2012); además, se asocian al oxígeno disuelto, sílice y cobertura del dosel (Tromboni et al., 2019; Vázquez et al., 2011). En estos arroyos hubo presencia del grupo Cyanophyta, Rhodophyta, Chlorophyta y predominantemente Bacillariophyta; la composición de especies estuvo influenciada significativamente por el oxígeno disuelto y la cobertura del dosel.

Los tres taxones de Cyanophyta que contribuyen significativamente a la agrupación de estos arroyos son *Phormidium sp. 1*, *Pseudophormidium sp. 1* y *Stigonema sp. 1*. El grupo de las cianobacterias se caracterizan por tener complejos de ficobilinas (ficocianina y ficoeritrina), que les da la coloración verde-azul o gris-violeta, dependiendo de las proporciones de los pigmentos secundarios (Komárek & Johansen, 2015). Estos pigmentos son importantes en el contexto de arroyos asociados a bosque, por la capacidad de las ficobilinas para usar longitudes de onda largas, lo que explica la presencia de cianobacterias en condiciones de poca luz (Whitton, 2012).

En las algas blandas, la primera morfoespecie es *Phormidium sp. 1*, este es un género que se ha reportado ampliamente en el perifiton, formando masas densas sobre sustratos como rocas, plantas o en los sedimentos (Azim, 2009; Komárek & Johansen, 2015). Los reportes para este género son diferentes para zonas templadas y tropicales. En zonas templadas, se ha reportado en Noruega a *P. autumnale* en arroyos oligotróficos, con flujo de agua, sustratos disponibles para formar masas densas y limitada entrada de luz (Sagarra, 2017). Así mismo, *P. autumnale* fue reportada en arroyos ultraoligotrópicos, con pocos nutrientes y bajas temperaturas (Lindstrøm et al., 2004). En arroyos tropicales, Vázquez et al. (2011), reportó en México la presencia de *P. diguetii* solamente en arroyos asociados a pastizales, que tienen alta entrada de luz. Sin embargo Pérez & Ramírez (2008), clasifican a *Phormidium* como una cianobacteria que tolera limitada entrada de luz.

La segunda morfoespecie es *Stigonema sp. 1* que ha sido reportada en aguas ácidas y con pocas cantidades de nutrientes (Schneider et al., 2013). *S. mamillosum* fue una de las cianobacterias que más contribuyó al biovolumen de algas en ríos oligotróficos de Noruega con características como bajas concentraciones de fósforo total y bajos niveles de PAR (radiación activa fotosintética; Sagarra, 2017); sin embargo en otros arroyos de Noruega se asoció a *S. mamillosum* a concentraciones intermedias de nutrientes (Lindstrøm et al., 2004).

En cuanto a las diatomeas, *Eunotia sp. 3* es significativa para los arroyos en bosque. Este es un género que es un fuerte indicador de aguas oligotróficas, ácidas, ricas en oxígeno y pobres en entradas de nitrógeno inorgánico (Schneider et al., 2013; Van Dam et al., 1994). En ríos en Brasil, se reportaron especies del género *Eunotia* (*E. papillo*, *E. bilunaris*, *E. intermedia* y *E. sudetica*) en arroyos similares a los de este estudio con características como alta cobertura de bosque y bajos niveles de DBO5 (Bere & Tundisi, 2011). En arroyos de Australia sin antecedentes agrícolas, *E. pectinatus* ha sido reportada en sitios con bajas concentraciones de fósforo (Blinn & Bailey, 2001). Otra diatomea importante para los arroyos en bosque es *Frustulia sp. 1*. Este es un género que se asocia a aguas ácidas, con altas concentraciones de carbono y baja conductividad (Kociolek et al., 2015); en ríos de Veracruz, ha sido reportada *F. rhomboides* en ríos conservados (Ramírez, 2015) y en Brasil en arroyos urbanos, pero con concentraciones de oxígeno similares a la de los arroyos en bosque del PNLL (~7 mg/L; Bere & Tundisi, 2011).

El segundo grupo estuvo representado por géneros completamente distintos a los del primer grupo. Las características generales de los arroyos en potrero fueron la ausencia de zona ribereña y entrada de luz directa (W. Hill, 1996) que aumentó la temperatura del agua (Chellaiah & Yule, 2018); además, reducida entrada de material alóctono (García Soto, 2012). En cuanto a la calidad del agua, estos fueron arroyos que se asociaron a la temperatura, nitrógeno inorgánico disuelto y pH. En estos arroyos hubo presencia de algas blandas como Charophyta, Chlorophyta, Rhodophyta y principalmente Bacillariophyta; la composición de la comunidad de perifiton estuvo influenciada por pH, nitrógeno inorgánico disuelto y significativamente por la entrada de luz y temperatura.

Este segundo grupo es el que mayor contribución tiene de algas blandas; dos de estas corresponden al grupo de Charophyta. *Spirogyra* es un alga filamentosa común que puede tolerar altos niveles de contaminación (Hall & McCourt, 2015). Se ha asociado a la velocidad del agua, deforestación y por ende, a niveles altos de entrada de luz (Tromboni *et al.*, 2019). También se ha encontrado en ríos con altos niveles de conductividad (Lindstrøm *et al.*, 2004) y nutrientes (Schneider *et al.*, 2013). Niveles altos de DBO y sólidos totales disueltos se han asociado a *Spirogyra* también (Singh *et al.*, 2017).

Otra Charophyta, con contribución significativa para el segundo grupo, es *Cosmarium sp. 2, 3 y 6*. Este es un género que puede encontrarse en casi todos los ambientes, independientemente de sus características (Hall & Mccourt, 2015). Algunos resultados que concuerdan con los de esta tesis son los de da Silva *et al.* (2018), quién reportó a *C. regnesii var. regnesii* y *C. abbreviatum var. minus* en aguas eutróficas con altas concentraciones de clorofila α . Así mismo, *Cosmarium* ha sido asociada al alto grado de sombra en un arroyo (Sagarra, 2017). *Cosmarium sp. 8* es un taxón de importancia en los arroyos de potrero que no tienen zona ribereña (grupo 3) y son parecidos a los de potrero.

Gonatozygon sp. 1 y 2 es otra Charophyta que también ha sido reportada en condiciones ambientales similares a las de los arroyos de este grupo. *G. monotaenium* ha sido reportada en cuerpos de agua urbanos en condiciones eutróficas. Todas las morfoespecies reportadas de *Closterium sp. (1, 2 y 3)* son tienen valores de p significativos en este grupo. Así mismo, *Closterium acutum var. variable* y *C. ehrenbergii var. ehrenbergii* fueron reportadas en el estudio de da Silva *et al.* (2018) en los mismos cuerpos de agua con *Gonatozygon*.

Algunas diatomeas importantes para los arroyos de este grupo fue *Cymbella sp. 1*. Especies como *C. mexicana* fueron encontradas en arroyos ríos bien conservados (Ramírez, 2015). Sin embargo, los resultados de esta tesis respaldan lo reportado por Tromboni *et al.* (2019) y Vázquez *et al.* (2011). En el primer estudio, la autora asocia a *Cymbella* a deforestación y a la tolerancia de altos niveles de entrada de luz; la segunda autora reportó a *C. tumida* únicamente en arroyos de pastizales y plantaciones de café (ausencia en bosques).

El tercer grupo estuvo conformado por dos arroyos en la plantación de palma de aceite que no conservan su zona ribereña y otros tres arroyos que sí la conservan. En cuanto al ambiente circundante, calidad del agua y productividad primaria, los primeros dos arroyos presentan una mayor similitud con los arroyos en potrero; mientras que los últimos tres arroyos, con los arroyos que se asocian a bosque. En los dos tipos de arroyos predominó el grupo de Bacillariophyta. Sin embargo, otros grupos con menor representatividad en los arroyos en palma sin zona ribereña fueron Charophyta y en los arroyos con zona ribereña Rhodophyta y Cyanophyta.

En ambos arroyos la presencia de *Navicula* hace una contribución significativa a la composición de la comunidad de perifiton. Este es un género que agrupa muchas especies con distintos hábitats

asociados (Van Dam *et al.*, 1994), así como sustratos blandos y con turbidez en el agua (Eloranta & Soininen, 2002). Algunos ejemplos son *N. cryptotenella* que fue reportada en arroyos urbanos con bajas concentraciones de oxígeno y altos niveles de DBO5 (Bere & Tundisi, 2011). También *N. cryptocephala* y *N. cryptotenella* fueron clasificadas como especies tolerantes en un gradiente de contaminación (Salomoni *et al.*, 2006). Otro ejemplo, es *N. tripunctata* que fue clasificada como una diatomea que tolera contaminación por materia orgánica, esta además, predominó en otoño e invierno (Daruich *et al.*, 2013). En cuanto a nutrientes, *N. duerrenbergiana* ha demostrado una relación positiva con nitratos en arroyos asociados a agricultura (Blinn & Bailey, 2001)

Gyrosigma es otro género que hizo una contribución importante en ambos tipos de arroyos. En el estudio de Vázquez *et al.* (2011) se reportó a *G. scalproides* en arroyos asociados a plantaciones de café con condiciones eutróficas y resistente a exceso de sedimentos. Esta misma especie, fue asociada a sólidos suspendidos y altas concentraciones de nutrientes (Bona *et al.*, 2007). *G. acumdatum*, ha sido reportada asociada a arroyos nitrógeno y fósforo total, así como nitrato (Mangadze *et al.*, 2015). Contrario a esto, son los resultados presentados por Singh *et al.* (2017) quien determinó que *Gyrosigma* se asocia negativamente a contaminantes orgánicos e inorgánicos de fuentes agrícolas y domésticas.

La poca diferenciación entre la composición de las comunidades de la plantación de palma de aceite con y sin zona ribereña, puede tener relación con el tamaño muestral, o bien con la calidad de la zona ribereña en los arroyos de OPsZr. Si la muestra fuera mayor en ambos tipos de arroyos, se podrían conocer más detalles del efecto que tiene conservar zona ribereña en plantaciones de palma de aceite para las comunidades de perifiton. Aun así, hay diatomeas exclusivas de los arroyos en OPs que también se comparten entre los arroyos de potrero, tales como *Synedra sp. 1* y *Gomphonema sp. 1*.

Las diatomeas que contribuyen significativamente a los arroyos en OPs son *Synedra sp. 1*, *Gomphonema sp. 1*. Muchas especies reportadas en el género de *Synedra* y *Gomphonema* se asocian a cuerpos de agua contaminados por materia orgánica (Daruich *et al.*, 2013; Day & Dhlomo, 2007; Salomoni *et al.*, 2006). En cuanto a algunas especies de *Synedra*, *S. acus* y *S. ulna* fueron reportadas en el río Kabini como las principales indicadoras de eutrofización, en ríos con presiones antropológicas y alta contaminación de materia orgánica (Maishale & Ulavi, 2015). En cuanto a algunas especies de *Gomphonema*, *G. parvulum* y *G. acumdatum* se encontraron en ríos urbanos con características como baja concentración de oxígeno, altos niveles de fosfato y baja cobertura de dosel (Bere & Tundisi, 2011); también hay reportes en donde se asocian a *G. olivaceum*, *G. intricatum* y *G. parvulum* con arroyos de potrero y plantaciones de café (Vázquez *et al.*, 2011).

IX. Limitaciones

Las observaciones realizadas en esta tesis tienen algunas limitaciones en el trabajo de campo y en el trabajo de laboratorio. En cuanto al trabajo de campo, una de las limitaciones más grandes es el tamaño muestral. A pesar de que el trabajo realizado conllevo un gran esfuerzo en el campo y de recursos financieros, para poder hacer conclusiones más detalladas, es importante unificar y aumentar el tamaño muestral para así tener más poder estadístico. De la misma forma, tomar más repeticiones por cada punto, puede ayudar a captar mejor la variabilidad en los arroyos de estudio. Otra limitación en campo es la accesibilidad de los sitios, especialmente en el bosque. Otra limitación importante en este estudio es que no se conoce a mayor profundidad la zona ribereña de los arroyos, esto sería importante para vincular de una forma más directa el cambio del uso del suelo con la biodiversidad acuática. Por otro lado, una variable que pudo haber sido interesante medir con mayor

detalle, son los sustratos en los arroyos, con el fin de hacer comparaciones más detalladas respecto a las zonas ribereñas y las descargas de material alóctono.

En cuanto al trabajo de laboratorio con las muestras de perifiton, hay algunas limitaciones que hacen ruido en el análisis de los datos. Para este trabajo no fue posible hacer eliminación de detritos orgánicos para observar las características morfológicas de las frústulas de las diatomeas a mayor detalle, lo que representó una limitante en la identificación taxonómica de este grupo. Asimismo, con las algas blandas no fue posible llegar a nivel de especie, por lo que las interpretaciones de los datos se hacen a nivel de género, lo que no permite conocer a fondo la comunidad de perifiton en los diferentes usos del suelo. Respecto a la cuantificación de organismos, debido a la gran cantidad de materia orgánica, no fue posible utilizar cámaras de conteo, lo que hace menos precisa la estimación de densidad relativa.

A pesar de estas limitaciones, esta tesis representa el primer estudio en el que se utiliza perifiton dentro de la ecorregión Lachuá para estudiar el cambio del uso del suelo, por lo que el esfuerzo da un primer indicio del estado de la red hídrica en la ecorregión, en cuanto a las comunidades bénticas fotosintéticas. En la sección de recomendaciones se pueden encontrar algunas observaciones que se pueden tomar en cuenta al momento de hacer un trabajo similar en la ecorregión o en áreas con similares características en el país.

X. Conclusiones

- Los arroyos asociados a bosque y palma de aceite con zona ribereña mostraron alto porcentaje de cobertura del dosel, por lo que hay un ambiente de poca entrada de luz al agua, que no permite alta temperatura. La vegetación en la zona ribereña favorece mayor cantidad de tipos de sustratos.
- Los arroyos asociados a potrero y palma de aceite sin zona ribereña tienen el porcentaje de cobertura de dosel muy reducido. Esto permite entrada de luz directa al agua y a su vez, mayores rangos de temperatura. La cantidad de tipos de sustratos es limitado.
- Los arroyos en bosque y palma de aceite con zona ribereña son oligotróficos y tienen las concentraciones de clorofila α más bajas. En cuanto a la calidad de agua, los arroyos asociados a bosque se caracterizaron por tener las concentraciones de oxígeno disuelto más altas y niveles más bajos de turbidez.
- Los arroyos en potrero y palma de aceite sin zona ribereña son oligotróficos, pero en estos, las concentraciones de clorofila α son las más altas. En cuanto a la calidad del agua, los arroyos en potrero tuvieron las concentraciones de oxígeno disuelto más bajas.
- La riqueza de taxones de perifiton es mayor en los arroyos de potrero y menor en los arroyos de bosque; intermedio a estos dos usos de la tierra, están los arroyos asociados a plantación de palma de aceite.
- La riqueza de taxones en los arroyos de potrero puede relacionarse a los valores más altos de temperatura y pH más básico.
- La riqueza de taxones en bosque y plantación de palma de aceite con zona ribereña y sin zona ribereña se pueden relacionar a la densidad del dosel y la concentración de oxígeno disuelto en agua.
- La composición de la comunidad de los arroyos en bosque es influenciada por oxígeno disuelto, sílice y cobertura del dosel y los taxones que la representan son *Phormidium* sp. 1, *Pseudophormidium* sp. 1, *Stigonema* sp. 1, *Eunotia* sp. 3 y *Frustulia* sp. 1.

- La turbidez es el factor que más influencia tiene en la composición de la comunidad de los arroyos en la plantación de palma de aceite. *Navicula* sp. 1 y 2 y *Gyrosigma* sp. 3 son los taxones que representan a esta comunidad.
- La composición de la comunidad de los arroyos en potrero tiene influencia significativa de entrada de luz, de la temperatura, y pH. Los principales taxones son *Cymbella* sp.1, *Gonatozygon* sp. 1 y 2, *Closterium* sp. 1-3, *Cosmarium* sp. 5, 6 y 8 y *Spirogyra* sp. 1. *Gomphonema* sp. 1 y *Synedra* sp. 1. son dos taxones compartidos entre los arroyos de potrero y plantación de palma de aceite sin zona ribereña.

XI. Recomendaciones

En cuanto a las variables de estudio:

- Incluir información sobre metales pesados (provenientes de fertilizantes o agroquímicos) por su potencial en estudios ecotoxicológicos, sobre todo por las prácticas agrícolas dentro de las plantaciones de palma de aceite.
- Estudiar los sedimentos de los arroyos. La tasa de entrada, contaminación en sedimentos y los diferentes tipos que se encuentran en los arroyos de estudio.

En cuanto al perifiton:

- Colectar únicamente algas blandas y diatomeas epilíticas (perifiton sobre material rocoso) para así eliminar otras fuentes de variación. Además, medir la superficie del área en la que se colectó el perifiton.
- Hacer láminas fijas de diatomeas para mejorar la identificación taxonómica de este grupo. Además, dejar una alícuota de la muestra para la identificación de algas blandas y no perder esa información.
- Para tener conteos más precisos, utilizar cámaras de conteo como la cámara de Sedgewick Rafter o la cámara de Utermöhl.
- Añadir la medida del biovolumen. Con esta variable se puede conocer de mejor manera la contribución de los diferentes taxones según sea su tamaño y forma.
- Hacer estudios de redes tróficas con otros grupos como zooplancton o macroinvertebrados para conocer la ingesta de las biopelículas por niveles secundarios en las redes.

Para poder hacer observaciones más detalladas sobre la importancia de la conservación de la zona ribereña en plantaciones de palma de aceite:

- Unificar la unidad muestral en todos los usos de la tierra para así poder evaluar las dinámicas de cada uso del suelo a mayor profundidad.
- Hacer estudios de la dinámica de la vegetación en la zona ribereña a través de parámetros como estructura, riqueza y composición de especies. Además, conocer el ancho de la ribera.

Para la conservación de biodiversidad, funciones y servicios de los ecosistemas acuáticos en la Ecorregión Lachuá:

- Promover la conservación de zonas ribereñas en la red hídrica de la Ecorregión Lachuá. Tomando en cuenta que el área es de especial interés por clasificarse como RAMSAR y que hay una tendencia acelerada a la pérdida de bosques, esta medida debe ser prioritaria para la preservación de la biodiversidad, funciones y servicios de los ecosistemas acuáticos.

- Según los resultados de esta tesis, los arroyos asociados a usos del suelo como potreros o plantaciones de palma de aceite, deben ser considerados seriamente para adoptar medidas en las que se puedan restaurar las riberas.

XII. Referencias

- Afandi, A. M., Zuraidah, Y., Nurzuhaili, H. A. Z. A., Zulkifli, H., & Yaqin, M. (2017). Managing soil deterioration and erosion under oil palm. *Oil Palm Bulletin* 75, 75(November), 1–10.
- Aguiar, V. M. de C., Neto, J. A. B., & Rangel, C. M. (2011). Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1915–1919. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.035>
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters. Second edition. En *Springer Dordrecht*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- Andresen, E., Arroyo-Rodríguez, V., & Escobar, F. (2018). Tropical Biodiversity: The Importance of Biotic Interactions for Its Origin, Maintenance, Function, and Conservation. En *Ecological Networks in the Tropics* (pp. 1–13). https://doi.org/10.1007/978-3-319-68228-0_1
- Arias, N., Obando, O., Motta, D., Mosquera, M., Gómez, P. L., Franco, P. N., Alvarez, M., Betancourt, F., Díaz, D., & Bernal, P. (2009). *Principios Agronómicos para el establecimiento de una plantación de palma de aceite*.
- Arriola, I., Reyes, F., & Javier, P. (2015). Procedimiento operacional estándar: Análisis de plancton. Sololá: AMCLAE, CEA.
- Avendaño, C., Avendaño, C., Carías, A., García, M., León, K., & Garnica, R. (2005). *Dinámica del uso de la tierra y conservación de los recursos naturales*. (Número Proyecto FODECYT No. 20-2003.).
- Avendaño, C., Morón-Ríos, A., Cano, E. B., & León-Cortés, J. (2005). Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua Region, Guatemala. *Biodiversity and Conservation*, 14(4), 801–822. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0651-x>
- Avendaño, C., Sunum, R., Morales, C., del Cid, C., Cajas, M., Pipermo, R., & Rosales, C. (2018). ¿Cómo fue el ambiente antes del establecimiento y después del abandono de la ciudad Maya de Sali nas Nueve Cerros? Legado moderno de diversidad biológica y cultural en la Ecoregión Lachúa, Franja Transversal del Norte. XXXI Simposio de Investigaciones, 1 - 8.
- Azim, M. E. (2009). Photosynthetic Periphyton and Surfaces. *Encyclopedia of Inland Waters*, 184–191. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00144-7>
- Barrientos, C., Quintana, Y., Elías, D. J., & Rodiles-Hernández, R. (2018). Peces nativos y pesca artesanal en la cuenca Usumacinta, Guatemala. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(0), 118–130. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.0.2180>
- Basiron, Y. (2002). Palm Oil and Its Global Supply and Demand Prospects. *Oil Palm Industry Economic Journal*, 2(1), 1–10.
- Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2015). *Freshwater algae: Identification, Enumeration and Use as Bioindicators*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Bere, T., & Tundisi, J. G. (2011). Influence of land-use patterns on benthic diatom communities and water quality in the tropical monjolinho hydrological basin, São Carlos-SP, Brazil. *Water SA*, 37(1), 93–102. <https://doi.org/10.4314/wsa.v37i1.64112>
- Bicudo, C., & Menezes, M. (2006). *Generos de Águas Continentais Do Brasil. Chave para Identificacao e descricoes*. RiMa Editora.
- Biggs, B. Kilroy, C. (2000) Stream Periphyton Monitoring Manual. New Zealand Ministry for the Environment. NIWA, Christchurch
- Blinn, D. W., & Bailey, P. C. E. (2001). Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: A response to secondary salinization. *Hydrobiologia*, 466, 231–244. <https://doi.org/10.1023/A:1014541029984>
- Bona, F., Falasco, E., Fassina, S., Griselli, B., & Badino, G. (2007). Characterization of diatom assemblages

- in mid-altitude streams of NW Italy. *Hydrobiologia*, 583(1), 265–274. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0537-x>
- Boynton, W. R., Hall, C. A., Falkowski, P. G., Keefe, C. W., & Kemp, W. M. (1983). Phytoplankton Productivity in Aquatic Ecosystems. *Physiological Plant Ecology IV, 1972*, 305–327. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68156-1_11
- Bradshaw, C. J. A., Sodhi, N. S., & Brook, B. W. (2009). Tropical turmoil: A biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(2), 79–87. <https://doi.org/10.1890/070193>
- Brandon, K. (2015). Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science. *SSRN Electronic Journal, October 2014*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2622749>
- Brönmark, C., & Hansson, L. (2005). The organisms: the actors within the abiotic frame. En C. Brönmark, & L. Hansson, *The Biology of Lakes and Ponds*(págs. 66 - 106). United States: Oxford University Press.
- Brühl, C. A., & Eltz, T. (2010). Fuelling the biodiversity crisis: Species loss of ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo). *Biodiversity and Conservation*, 19(2), 519–529. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9596-4>
- Burgos-Caraballo, S., Cantrell, S. A., & Ramírez, A. (2014). Diversity of Benthic Biofilms Along a Land Use Gradient in Tropical Headwater Streams, Puerto Rico. *Microbial Ecology*, 68(1), 47–59. <https://doi.org/10.1007/s00248-014-0401-x>
- Castañeda, C. (1997). Estudio florístico del Parque Nacional Laguna Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala.
- Carter, C., Finley, W., Fry, J., Jackson, D., & Willis, L. (2007). Palm oil markets and future supply. *European Journal of Lipid Science and Technology*, 109(4), 307–314. <https://doi.org/10.1002/ejlt.200600256>
- Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2006). Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(51), 19374–19379. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609334103>
- Chellaiah, D., & Yule, C. M. (2018). Effect of riparian management on stream morphometry and water quality in oil palm plantations in Borneo. *Limnologica*, 69(November), 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.007>
- Chua, K. W. J., Lim, F. K. S., Ahmad, A. B., Tan, H. H., & Yeo, D. C. J. (2020). Morphological traits mediate fish occurrences in oil palm-impacted tropical streams. *Freshwater Biology*, 65(6), 1153–1164. <https://doi.org/10.1111/fwb.13500>
- CONAP. (2003). *Plan Maestro, Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz*. Guatemala: Instituto Nacional de Bosques y Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas.
- Copernicus Sentinel data (2021). Retrieved from ASF DAAC [15/06/2021], processed by ESA.
- Córdoba, D., Juen, L., Selfa, T., Peredo, A. M., Montag, L. F. de A., Sombra, D., & Santos, M. P. D. (2019). Understanding local perceptions of the impacts of large-scale oil palm plantations on ecosystem services in the Brazilian Amazon. *Forest Policy and Economics*, 109(July), 102007. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2019.102007>
- Corley, R. H. V., & Tinker, P. B. (2015). The Origin and Development of the Oil Palm Industry. *The Oil Palm*, 1–29. <https://doi.org/10.1002/9781118953297.ch1>
- Cox, E. (1996) Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman & Hall.
- da Silva, F. K. L., Fonseca, B. M., & Felisberto, S. A. (2018). Community structure of periphytic zygmatophyceae (Streptophyta) in urban eutrophic ponds from central Brazil (goiânia, go). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30. <https://doi.org/10.1590/s2179-975X5117>
- Dallal, G.E. and Wilkinson, L. (1986): An analytic approximation to the distribution of Lilliefors's test for normality. *The American Statistician*, 40, 294–296.
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Junior, D. P., Gubiani, É. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., ... Roque, F. de O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>

- Daruich, J., Tripole, S., Gil, M. A., & Vallania, A. (2013). Algal and Cyanobacterial communities in two rivers of the province of San Luis (Argentina) subjected to anthropogenic influence. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(1), 79–90. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2013000100009>
- Davis, K. F., Koo, H. I., Dell'Angelo, J., D'Odorico, P., Estes, L., Kehoe, L. J., Kharratzadeh, M., Kuemmerle, T., Machava, D., Pais, A. de J. R., Ribeiro, N., Rulli, M. C., & Tathego, M. (2020). Tropical forest loss enhanced by large-scale land acquisitions. *Nature Geoscience*, 13(7), 482–488. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0592-3>
- Day, C. P. Æ. J., & Dhlomo, Æ. M. C. Æ. E. (2007). *Epiphytic diatoms associated with a submerged macrophyte, Vallisneria aethiopica, in the shallow marginal areas of Sanyati Basin (Lake Kariba): a preliminary assessment of their use as biomonitoring tools*. 169–181. <https://doi.org/10.1007/s10452-006-9073-z>
- De Caceres, M., Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology, URL <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>
- Diaz, R. j. (2016). Anoxia, Hypoxia, And Dead Zones. En *Encyclopedia of Estuaries* (Vol. 30, Número 19, pp. R1116–R1118). Encyclopedia of Earth Sciences Series. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.07.011>
- GBIF. (2021). *Elaeis guineensis* Jacq. doi: <https://doi.org/10.15468/39omei>
- Google earth Pro 7.3.6.9326 (64-bit). (June 30, 2021). Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala. 15° 57' 40.27"N, 90° 38' 58.68"W, Eye alt 10.25km. DigitalGlobe 2012. <http://www.earth.google.com>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone
- Granados, P. (2001). Ictiofauna de la Laguna de Lachuá, Parque Nacional Laguna de Lachuá, Cobán. A.V. Guatemala: Tesis de grado. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.
- Dickman, E. M., Newell, J. M., González, M. J., & Vanni, M. J. (2008). Light, nutrients, and food-chain length constrain planktonic energy transfer efficiency across multiple trophic levels. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(47), 18408–18412. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805566105>
- Dirzo, R. (2001). Tropical Forests. En *Global Biodiversity in a Changing Environment. Scenarios for the 21st Century* (Vol. 152, pp. 251–276). Springer, New York, NY. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-1-4613-0157-8_12
- Dodds, W. K. (2010). Experimental Design in Aquatic Ecology. En *Freshwater Ecology* (pp. 679–689). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374724-2.00029-5>
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32(5), 1455–1462. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00370-9)
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010a). Aquatic Chemistry and Factors Controlling Nutrient Cycling. En *Freshwater Ecology* (pp. 289–321). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374724-2.00012-x>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010b). Movement of Light, Heat, and Chemicals in Water. En *Freshwater Ecology* (pp. 45–64). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374724-2.00003-9>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010c). Nitrogen, Sulfur, Phosphorus, and Other Nutrients. En *Freshwater Ecology* (pp. 345–373). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374724-2.00014-3>
- Dodds, W. K., & Whiles, M. R. (2010d). Physiography of Flowing Water. En *Freshwater Ecology* (pp. 107–137). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-374724-2.00006-4>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Eloranta, P., & Sojininen, J. (2002). Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology*, 14(1), 1–7. <https://doi.org/10.1023/A:1015275723489>
- Evans, B. ., & Coombe, D. (1959). Photography and Woodland Canopy. *Journal of Ecology*, 47(1), 103–113. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2257250>

- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Faruk, A., Belabut, D., Ahmad, N., Knell, R. J., & Garner, T. W. J. (2013). Effects of Oil-Palm Plantations on Diversity of Tropical Anurans. *Conservation Biology*, 27(3), 615–624. <https://doi.org/10.1111/cobi.12062>
- Faustini, J. M., & Jones, J. A. (2003). *Influence of large woody debris on channel morphology and dynamics in steep, boulder-rich mountain streams, western Cascades, Oregon*. 51, 187–205.
- Ferreira, M. C., & Begot, T. O. (2018). *Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. Fao 2013*.
- Fischer, R. a, Martin, C. O., Ratti, J. T., & Guidice, J. (2001). Riparian Terminology : Confusion and Clarification. *Development, January*.
- Fitzherbert, E. B., Struebig, M. J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C. A., Donald, P. F., & Phalan, B. (2008). How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10), 538–545. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.06.012>
- Freeman, M. C., Pringle, C. M., & Jackson, C. R. (2007). Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(1), 5–14. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00002.x>
- Furumo, P. R., & Aide, T. M. (2017). Characterizing commercial oil palm expansion in Latin America: Land use change and trade. *Environmental Research Letters*, 12(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5892>
- García, P., van Tuylen, S., Reyes, E., Montenegro, C., & Bracamonte, M. (2010). *Evaluación de los efectos del cambio del uso de la tierra sobre la calidad del agua y los patrones de diversidad de macroinvertebrados acuáticos en la Ecoregión Lachúa, Alta Verapaz* (Número Proyecto FODECYT No. 72-2007.).
- García Soto, P. E. (2012). *Base energética de la red alimentaria de los macroinvertebrados acuáticos en arroyos de bosque mesófilo de montaña de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México*. 60.
- Gentleman, R., Hornik, K., & Parmigiani, G. (2008). Numerical Ecology with R. En *Applied Spatial Data Analysis with R*. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78171-6>
- Giam, X. (2017). Global biodiversity loss from tropical deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(23), 5775–5777. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706264114>
- Giam, X., Hadiaty, R. K., Tan, H. H., Parenti, L. R., Wowor, D., Sauri, S., Chong, K. Y., Yeo, D. C. J., & Wilcove, D. S. (2015). Mitigating the impact of oil-palm monoculture on freshwater fishes in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 00(0), 1–11. <https://doi.org/10.1111/cobi.12483>
- Gitz, V., & Ciais, P. (2003). Amplifying effects of land-use change on future atmospheric CO2 levels. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1). <https://doi.org/10.1029/2002GB001963>
- Gonçalves, J. F., de Souza Rezende, R., Gregório, R. S., & Valentin, G. C. (2014). Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. *Limnologica*, 44, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.05.010>
- Gossner, M. M., Lewinsohn, T. M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S. C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Dlekötter, T., Jorge, L. R., Jung, K., ... Allan, E. (2016). Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540(7632), 266–269. <https://doi.org/10.1038/nature20575>
- GREPALMA. (2019). *Agroindustria sostenible de aceite de palma en Guatemala: Estadísticas Socioeconómicas 2019*.
- Hagerthey, S. E., Bellinger, B. J., Gantar, M., Gaiser, E., & Wheeler, K. (2011). Everglades Periphyton : A Biogeochemical Perspective. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41, 309–343. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.531218>
- Hall, J. D., & Mccourt, R. M. (2015). Conjugating Green Algae Including Desmids. En *Freshwater Algae of*

- North America. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00009-8>
- Harrison, R. M., & Hester, R. E. (2010). Ecosystem Services: Issues in Environmental Science and Technology. En *Royal Society of Chemistry*.
- Henson, I. E. (2012). A Brief History of the Oil Palm. En *Palm Oil: Production, Processing, Characterization, and Uses* (pp. 1–29). AOCs Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-9818936-9-3.50004-6>
- Higgins, P. (2014). The Basics of Chlorophyll Measurement in Surface Water. En *Ysi*.
- Hill, W. (1996). Effects of lightning. En R. J. Stevenson, M. L. Bothwell, & L. L. Rex (Eds.), *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems* (pp. 121–148). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1093/nq/s4-vi.143.253a>
- Hill, W. R., Ryon, M. G., Smith, J. G., Adams, S. M., Boston, H. L., & Stewart, A. J. (2010). The role of periphyton in mediating the effects of pollution in a stream ecosystem. *Environmental Management*, 45(3), 563–576. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9425-2>
- Holland, M., Risser, P., & Naiman, R. (1991). *Ecotones: the role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). *iNEXT : an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers)*. 2014, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Hufkens, K., Scheunders, P., & Ceulemans, R. (2009). Ecotones in vegetation ecology: Methodologies and definitions revisited. *Ecological Research*, 24(5), 977–986. <https://doi.org/10.1007/s11284-009-0584-7>
- Index Mundi. (2021). Palm Oil Production by Country in 1000 MT. Obtenido de <https://www.indexmundi.com/agriculture/?commodity=palm-oil>
- Jacobsen, D., Laursen, S. K., Hamerlik, L., Moltesen, K., Michelsen, A., & Christoffersen, K. S. (2016). Fish on the roof of the world: Densities, habitats and trophic position of stone loaches (*Triplophysa*) in Tibetan streams. *Marine and Freshwater Research*, 68(1), 53–64. <https://doi.org/10.1071/MF15225>
- Karp, D. S., Frishkoff, L. O., Echeverri, A., Zook, J., Juárez, P., & Chan, K. M. A. (2018). Agriculture erases climate-driven β -diversity in Neotropical bird communities. *Global Change Biology*, 24(1), 338–349. <https://doi.org/10.1111/gcb.13821>
- Keeler, B. L., Polasky, S., Brauman, K. A., Johnson, K. A., Finlay, J. C., O’Neille, A., Kovacs, K., & Dalzell, B. (2012). Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(45), 18619–18624. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215991109>
- Kociolek, J. P., Spaulding, S. A., & Lowe, R. L. (2015). Bacillariophyceae : The Raphid Diatoms. En *Freshwater Algae of North America*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00016-5>
- Komárek, J., & Johansen, J. R. (2015). Coccoid Cyanobacteria. En *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00003-7>
- Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205–241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Langer, E. R., Steward, G. A., & Kimberley, M. O. (2008). Vegetation structure, composition and effect of pine plantation harvesting on riparian buffers in New Zealand. *Forest Ecology and Management*, 256(5), 949–957. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.052>
- Larned, S. T. (2010). A prospectus for periphyton: Recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 182–206. <https://doi.org/10.1899/08-063.1>
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*, 29(2), 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- LeGresley, M., & McDermott, G. (2010). Counting chamber methods for quantitative phytoplankton analysis - haemocytometer, Palmer-Maloney cell and Sedgewick-Rafter cell. En B. Karlson, C. Cusack, & E. Bresnan, *Microscopic and Molecular Methods for Quantitative Phytoplankton Analysis* (págs. 25 - 30). Paris: UNESCO.
- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions,

- approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Lindstrøm, E. A., Johansen, S. W., & Saloranta, T. (2004). Periphyton in running waters - Long-term studies of natural variation. *Hydrobiologia*, 521(1–3), 63–86. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026351.68927.ee>
- Lougheed, V. L., Mcintosh, M. D., Parker, C. A., & Stevenson, R. J. (2008). Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology*, 53(12), 2402–2413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02064.x>
- Lucey, J. M., Barclay, H., Gray, C. L., Luke, S. H., Nainar, A., Turner, E. C., Reynolds, G., Slade, E. L., Snaddon, J. L., Struebig, M., & Walsh, R. (2018). *Simplified Guide: Management and Rehabilitation of Riparian Reserves*.
- Luiza-Andrade, A., Brasil, L. S., Benone, N. L., Shimano, Y., Farias, A. P. J., Montag, L. F., Dolédec, S., & Juen, L. (2017). Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia. *Ecological Indicators*, 82(June), 478–483. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.006>
- Luke, S. H., Dow, R. A., Butler, S., Vun Khen, C., Aldridge, D. C., Foster, W. A., & Turner, E. C. (2017). The impacts of habitat disturbance on adult and larval dragonflies (Odonata) in rainforest streams in Sabah, Malaysian Borneo. *Freshwater Biology*, 62(3), 491–506. <https://doi.org/10.1111/fwb.12880>
- Luke, S. H., Slade, E. M., Gray, C. L., Annammala, K. V., Drewer, J., Williamson, J., Agama, A. L., Ationg, M., Mitchell, S. L., Vairappan, C. S., & Struebig, M. J. (2019). Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*, 56(1), 85–92. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13280>
- Macdonald, H. & Macdonald, G. (2016). HabitApp. Recuperado de: https://play.google.com/store/apps/details?id=com.scrufster.habitapp&hl=en&utm_source=global_co&utm_medium=prtnr&utm_content=Mar2515&utm_campaign=PartBadge&pcampaignid=MKT-AC-global-none-all-co-prpy-PartBadges-Oct1515-1
- MAGA. (2012). *Diagnóstico de la Franja Transversal del Norte y definición de las líneas estratégicas de acción del MAGA*.
- Maishale, D. P., & Ulavi, S. (2015). Bacillariophyceae as Indictors of Ecological Status in Kabini River. *International Journal of Science Technology & Engineering*, 2(02), 76–82.
- Mangadze, T., Bere, T., & Mwedzi, T. (2015). Epilithic diatom flora in contrasting land-use settings in tropical streams, Manyame Catchment, Zimbabwe. *Hydrobiologia*, 753(1), 163–173. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2203-7>
- MEA. (2005). Overview of the Millennium Ecosystem Assessment. Obtenido de <https://www.millenniumassessment.org/en/About.html>
- Méndez, C., Dávila, V., Garnica, R., López, J. E., & Quezada, M. (2008). *Análisis espacial de la Dinámica Vegetal para el Monitoreo de la Vegetación en el Ecorregión Lachuá, Cobán, Alta Verapaz*.
- Meneses, B. M., Reis, R., Vale, M. J., & Saraiva, R. (2015). Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) - Water quality implications. *Science of the Total Environment*, 527–528, 439–447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.092>
- Menge, B. A., Chan, F., Dudas, S., Eerkes-Medrano, D., Grorud-Colvert, K., Heiman, K., Hessing-Lewis, M., Iles, A., Milston-Clements, R., Noble, M., Page-Albins, K., Richmond, E., Rilov, G., Rose, J., Tyburczy, J., Vinueza, L., & Zarnetske, P. (2009). Terrestrial ecologists ignore aquatic literature: Asymmetry in citation breadth in ecological publications and implications for generality and progress in ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 377(2), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.06.024>
- Mercer, E. V., Mercer, T. G., & Sayok, A. K. (2014). Effects of forest conversions to oil palm plantations on freshwater macroinvertebrates: a case study from Sarawak, Malaysia. *Journal of Land Use Science*, 9(3), 260–277. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.786149>
- Metzger, M. J., Rounsevell, M. D. A., Acosta-Michlik, L., Leemans, R., & Schröter, D. (2006). The

- vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(1), 69–85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.025>
- Meybeck, M., Kuusisto, E., Mäkelä, A., & Mälkki, E. (1996). Chapter 2 - WATER QUALITY. En *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*.
- Montgomery, R. A., & Chazdon, R. L. (2001). Forest Structure, Canopy Architecture, and Light Transmittance in Tropical Wet Forests. *Ecology*, 82(10), 2707. <https://doi.org/10.2307/2679955>
- Montuelle, B., Dorigo, U., Bérard, A., Volat, B., Bouchez, A., Tlili, A., Gouy, V., & Pesce, S. (2010). The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: An overview of the Ardières-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia*, 657(1), 123–141. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0105-2>
- Murphy, D. J., Goggin, K., & Paterson, R. R. M. (2021). Oil palm in the 2020s and beyond: challenges and solutions. *CABI Agriculture and Bioscience*, 2(1), 1–22. <https://doi.org/10.1186/s43170-021-00058-3>
- Myers, N. (1988). Threatened Biotas: “Hot Spots” in tropical forests. *Environmentalist*, 8(3), 187–208.
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(102), 621–658. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Naiman, R., Décamps, H., & McClain, M. (2005). Introduction. En R. Naiman, H. Décamps, & M. McClain, Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities (págs. 1 - 18). USA: Elsevier Academic Press.
- Nair, K. P. P. (2010). Oil Palm (*Elaeis guineensis* Jacquin). En *The Agronomy and Economy of Important Tree Crops of the Developing World* (pp. 209–236). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-384677-8.00007-2>
- Orellana, S., & Quezada, M. (2015). Efecto de la conformacion del paisaje en coleópteros (Insecta Coleoptera) asociados a macrohongos de la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala. *Revista Científica de la Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia*, 25(1), 37–48.
- Osborne, L., & Kovacic, D. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), 243–258. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x>
- Pardo, L. E., Campbell, M. J., Edwards, W., Clements, G. R., & Laurance, W. F. (2018). Terrestrial mammal responses to oil palm dominated landscapes in Colombia. *PLoS ONE*, 13(5), 1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197539>
- Paul, B. K., & Rashid, H. (2017). Land Use Change and Coastal Management. En *Climatic Hazards in Coastal Bangladesh* (pp. 183–207). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-805276-1.00006-5>
- Pérez, G. R., & Ramírez, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. 2 edición.
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101(3–4), 113–122. <https://doi.org/10.1002/iroh.201601850>
- Pillay, R., Venter, M., Aragon-Osejo, J., González-del-Piiego, P., Hansen, A. J., Watson, J. E. M., & Venter, O. (2021). Tropical forests are home to over half of the world’s vertebrate species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 1–6. <https://doi.org/10.1002/fee.2420>
- Pirker, J., Mosnier, A., Kraxner, F., Havlík, P., & Obersteiner, M. (2016). What are the limits to oil palm expansion? *Global Environmental Change*, 40, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.007>
- Prescott, G.W (1978) How to know the freshwater algae. Third Edition. University of Montana. The Pictured Key Nature Series.
- QGIS Development Team. (2019). QGIS (Version 3.16.8-Bonn). Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org/en/site/>.
- Quezada, M. (2005). Análisis de la diversidad y distribución de Macrohongos (Órdenes Agaricales y Aphyloporales) en relación con los paisajes antropogénicos en la zona de influencia del Parque

- Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz. Guatemala: Tesis de grado. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.
- Quezada, M. L., Arroyo-Rodríguez, V., Pérez-Silva, E., & Aide, T. M. (2014). Land cover changes in the Lachuá region, Guatemala: Patterns, proximate causes, and underlying driving forces over the last 50 years. *Regional Environmental Change*, *14*(3), 1139–1149. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0548-x>
- Quinn, J. M., Cooper, A. B., Davies-Colley, R. J., Rutherford, J. C., & Williamson, R. B. (1997). Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, *31*(5), 579–597. <https://doi.org/10.1080/00288330.1997.9516791>
- Ramírez, D. F. (2015). *Dinámica metabólica del epilíton de ríos de la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México*.
- Reid, D. J., Quinn, J. M., & Wright-Stow, A. E. (2010). Responses of stream macroinvertebrate communities to progressive forest harvesting: Influences of harvest intensity, stream size and riparian buffers. *Forest Ecology and Management*, *260*(10), 1804–1815. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.025>
- Risser, P. (1990). The ecological importance of land-water ecotones. En H. Décamps, & R. Naiman, *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*(págs. 7 - 21). Paris: The Parthenon Publishing Group.
- Riis, T., Kelly-Quinn, M., Aguiar, F. C., Manolaki, P., Bruno, D., Bejarano, M. D., Clerici, N., Fernandes, M. R., Franco, J. C., Pettit, N., Portela, A. P., Tammeorg, O., Tammeorg, P., Rodríguez-González, P. M., & Dufour, S. (2020). Global overview of ecosystem services provided by riparian vegetation. *BioScience*, *70*(6), 501–514. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa041>
- Redlands, C. E. S. R. I. (2011). ArcGIS Desktop: Release 10.
- Rojas, O., Kepfer, S., Juen, L., Montang, L., Carvalho, F., Kaory, C., & Jacobsen, D. (2023). En preparación. The effect of oil palm plantations on biodiversity: A review with a special emphasis on freshwaters. *Science of the Total Environment*
- Rojas, O., Avendaño, C., & Isakson, R. (2022). Water quality in The Lachuá Ecoregion Landscape: Comparing streams from Forest, Milpa, and an Oil Palm plantation. *Ciencia, Tecnología y Salud*, *9*(1), 21–42. <https://doi.org/10.36829/63cts.v9i1.921>
- Romanelli, C., & Buss, D. (2015). Freshwater, wetlands, biodiversity and human health. En C. Romanelli, D. Cooper, M. Campbell-Lendrum, W. Maiero, D. Hunter, & C. Golden, *Connecting global priorities: biodiversity and human health: a state of knowledge review*. World Health Organization and Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- RSPO. (2013). Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO). Obtenido de Challenges and problems: https://www.forumpalmoel.org/fileadmin/user_uploads/Factsheets/RSPO_factsheet_en.pdf
- Sagarra, M. A. (2017). *The importance of microhabitat for the benthic algae of a Norwegian oligotrophic river : implications for diversity , biomass and ecological indices*.
- Sahat, S., Yusop, Z., Askari, M., & Ziegler, A. D. (2016). Estimation of Soil Erosion Rates in Oil Palm Plantation with Different Land Cover. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, *136*(1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/136/1/012086>
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L., & Lobo, E. A. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, *559*(1), 233–246. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-9012-3>
- Siew, W. (2002). Oil Palm. En F. Gunstone, *Vegetable Oils in Food Technology: Composition, Properties and Uses*(págs. 58 - 97). New Jersey: Wiley-Blackwell Publishing
- Schneider, S. C., Kahlert, M., & Kelly, M. G. (2013). Interactions between pH and nutrients on benthic algae in streams and consequences for ecological status assessment and species richness patterns. *Science of the Total Environment*, *444*, 73–84. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.034>
- SEGEPLAN. (2011). Plan de desarrollo integral Franja Transversal del Norte. *Sistema Nacional de*

Información Territorial, 176.

- Seidel, D., Qiang, F., Rander, W., & Reichler, T. (2008). Widening of the tropical belt in a changing climate. *Nature Geoscience*, 1, 21–24. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/ngeo.2007.38>
- Singh, H., Singh, D., Singh, S. K., & Shukla, D. N. (2017). Assessment of river water quality and ecological diversity through multivariate statistical techniques, and earth observation dataset of rivers Ghaghara and Gandak, India. *International Journal of River Basin Management*, 15(3), 347–360. <https://doi.org/10.1080/15715124.2017.1300159>
- Singh, M., Malhi, Y., & Bhagwat, S. A. (2015). Aboveground biomass and tree diversity of riparian zones in an oil palm-dominated mixed landscape in Borneo. *Journal of Tropical Forest Science*, 27(2), 227–239.
- Siqueira, T., Lacerda, C. G. L. T., & Saito, V. S. (2015). How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *Biotropica*, 47(4), 509–516. <https://doi.org/10.1111/btp.12224>
- Solano, L. (2015). Palma africana y empresas se expanden aceleradamente a lo largo de la FTN. *Enfoque, Análisis de situación*, 36(7), 26.
- Sowunmi, M. A. (1999). The significance of the oil palm (*Elaeis guineensis* Jacq.) in the late Holocene environments of west and west central Africa: A further consideration. *Vegetation History and Archaeobotany*, 8(3), 199–210. <https://doi.org/10.1007/BF02342720>
- Strahler, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* 38: 913-920.
- Stevenson, R., & Bahls, L. (1999). Periphyton protocols. En M. Barbour, J. Gerritsen, B. Snyder, & J. Stribling, Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish (págs. 1 - 21). Washington: EPA
- Stevenson, R. J., & Smol, J. P. (2015). Use of Algae in Ecological Assessments. En *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00021-9>
- Stork, N. E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63(September 2017), 31–45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>
- Suchiang, B. R., Nonghuloo, I. M., Kharbhih, S., Singh, P. P., Tiwary, R., Adhikari, D., Upadhaya, K., Ramanujam, P., & Barik, S. K. (2020). Tree diversity and community composition in sacred forests are superior than the other community forests in a human-dominated landscape of Meghalaya. *Tropical Ecology*, 61(1), 84–105. <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00066-w>
- Tenaganita. (2002). *Poisoned and Silenced. A Study of Pesticide Poisoning in the Plantations*. Ganesh Printers.
- Tromboni, F., Lourenço-Amorim, C., Neres-Lima, V., Thomas, S. A., Silva-Araújo, M., Feijó-Lima, R., Silva-Júnior, E. F., Heatherly, T., Moulton, T. P., & Zandonà, E. (2019). Conversion of tropical forests to agriculture alters the accrual, stoichiometry, nutrient limitation, and taxonomic composition of stream periphyton. *International Review of Hydrobiology*, 104(5–6), 116–126. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801963>
- Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117–133. <https://doi.org/10.1007/BF02334251>
- Vargas, N., & Rojas, O. (2021). *Cambio del uso del suelo en 16 microcuencas y la zona ribereña de arroyos en la Ecorregión Lachuá, Alta Verapaz, Guatemala*.
- Vázquez, G., Aké-Castillo, J. A., & Favila, M. E. (2011). Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*, 667(1), 173–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0633-4>

- Vélez, Nuñez & Trujano (2003) La cuenca hidrográfica: unidad básica de planeación y manejo de recursos naturales. El colegio de la Frontera Sur. <https://biblioteca.ecosur.mx/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=000047326>
- Vijay, V., Pimm, S., Jenkins, C., & Smith, S. (2016). The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. *PLoS ONE*, 11(7), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159668>
- Von Schiller, D., Martí, E., Riera, J. L., & Sabater, F. (2007). Effects of nutrients and light on periphyton biomass and nitrogen uptake in Mediterranean streams with contrasting land uses. *Freshwater Biology*, 52(5), 891–906. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01742.x>
- Wehr, J. Sheath, R. (2003) *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, an imprint of Elsevier.
- Wehr, J. D., & Sheath, R. G. (2015). Habitats of Freshwater Algae. En *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00002-5>
- Wetzel, R. (1998). Biological examination. Periphyton. En L. Clesceri, A. Greenberg, & A. Eaton, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (págs. 10320 - 10350). American Public Health Association.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. En *Low Temperature Physics*. Elsevier. <https://doi.org/10.1063/1.3224729>
- Whitton, B. A. (2012). Ecology of cyanobacteria II: Their diversity in space and time. *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*, 9789400738(2), 1–760. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-3855-3>
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P. (1986). Habitat Fragmentation in the Temperate Zone. En *Conservation Biology (The Science of Scarcity and Diversity)* (pp. 237–256).
- Wilkinson, C. L., Yeo, D. C. J., Heok, T., Hadi, A., & Ewers, R. M. (2018). *Land-use change is associated with a significant loss of freshwater fish species and functional richness in Sabah, Malaysia*. 222(March), 164–171. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.004>
- Wilson, E., & Peter, P. (1988). Biodiversity. En *Biodiversity*. National Academies Press (US).
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature Communications*, 12(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Wu, Y. (2017). *Periphyton. Functions and Application in Environmental Remediation*. Elsevier.
- WWF. (2020). 8 things to know about palm oil. Obtenido de <https://www.wwf.org.uk/updates/8-thingsknow-about-palm-oil>

XII. Firmas



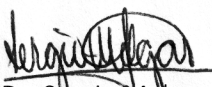
Natalia Vargas López
Autora



M.Sc. Oscar Alberto Rojas Castillo
Asesor



Lic. Pedro Pardo
Revisor



Dr. Sergio Melgar
Director de Escuela



Lic. Juan Francisco Pérez Sabino
Decano (en funciones)

