



El Colegio de la Frontera Sur

Repercusiones del cambio de uso de suelo en diferentes
escalas, en la calidad de agua de arroyos del sur de
México

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural
Con orientación en Manejo y Conservación de Recursos Naturales

Por

Aldo Vinicio Hernández Falconi

2022



El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco; 9 de diciembre de 2022.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Aldo Vinicio Hernández Falconi

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

“Repercusiones del cambio de uso de suelo en diferentes escalas, en la calidad de agua de arroyos del sur de México”

para obtener el grado de **Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural.**

	Nombre	Firma
Directora:	Dra. María Mercedes Castillo Uzcanga	_____
Asesor	Dr. Manuel Mendoza Carranza	_____
Asesor	M. en C. Aarón Jarquín Sánchez	_____
Sinodal adicional	Dr. Rodimiro Ramos Reyes	_____
Sinodal adicional	Dra. Wendi del Carmen Arévalo Frías	_____
Sinodal suplente	Dra. Lorena del Carmen Hernández Nataren	_____

Dedicatoria y agradecimientos

Al señor soberano Jehová dios por brindarme la vida y llenarme de bendiciones al permitirme estudiar un posgrado, a mis padres José Elmer Hernández Reinosa y Blanca Hortencia Falconi Romero por educarme y hacer de mi la persona que soy actualmente. Agradezco en gran manera a mi tutora la Dra. María Mercedes Castillo Uzcanga por siempre apoyarme, motivarme y por sus enseñanzas en lo que respecta al estudio de los ecosistemas fluviales además le tengo mucho aprecio por la gran paciencia que tuvo conmigo para poder realizar este proyecto de tesis. A mi asesor el Dr. Manuel Mendoza Carranza por ser un gran facilitador para la realización de los análisis estadísticos y por ser muy versátil en su manera enseñar. Al M. en C. Aaron Jarquín Sánchez por enseñarme todo lo relacionado con la química de las aguas.

Agradezco al M. en C. Javier Valle Mora por brindarme su amistad y apoyarme en los análisis estadísticos en la unidad ECOSUR de Tapachula Chiapas. Estoy muy agradecido con el Dr. Rodimiro por brindarme de su tiempo en la elaboración de los mapas de la zona de estudio.

A mis compañeros de estudio por el tiempo que convivimos y compartimos muchas experiencias animadoras y finalmente al ECOSUR y al CONACYT por permitirme vivir esta maravillosa experiencia de vida tanto académicamente como persona, al otorgarme el financiamiento de la beca durante dos años para realizar este proyecto de tesis

Tabla de contenido

Resumen	1
Capítulo 1. Introducción.....	2
1.1 Temperatura y oxígeno disuelto	2
1.2 Conductividad.....	3
1.3 Sedimentación	4
1.4 Nutrientes y clorofila	4
1.5 Importancia de la escala.....	6
Justificación	10
Pregunta de investigación	10
Hipótesis.....	11
Objetivo general	11
Objetivos específicos.....	11
Capítulo 2. Artículo: Cambios en el uso del suelo afectan la calidad del agua y la concentración de clorofila en arroyos tropicales.....	12
Capítulo 3. Conclusiones.....	53

Resumen

Las aguas superficiales son ecosistemas muy complejos, cuya integridad se ve afectada por el cambio de uso de suelo, que ocurre a diferentes escalas espaciales y puede producir cambios sobre los ríos y arroyos.

El objetivo de este estudio fue determinar los efectos del cambio de uso de suelo (en la cuenca y zona ribereña) sobre la calidad del agua y la clorofila bentónica, en arroyos de las subcuencas de los ríos Puyacatengo, Pichucalco y Teapa, en la cuenca Grijalva. Se estudiaron ocho arroyos con diferente uso de suelo (bosque, pasto y uso mixto) durante el periodo de un año, midiendo variables fisicoquímicas de calidad del agua, contenido de nutrientes y clorofila bentónica, además de tomar en cuenta la estacionalidad. Se compararon las variables estudiadas entre categorías de uso de suelo y épocas del año, y se relacionaron con el uso de suelo a escala de cuenca y zona ribereña. Los arroyos donde predomina el bosque presentaron menor temperatura, conductividad, pH y concentración de fósforo que los arroyos más perturbados, así como mayor porcentaje de materia orgánica suspendida y concentración de oxígeno disuelto. La concentración de clorofila bentónica fue menor en los sitios de bosque que en los arroyos más perturbados, lo cual está relacionado con la poca cobertura arbórea en los arroyos de pasto y uso mixto. Estas diferencias se relacionaron con la cobertura de bosque, la vegetación secundaria y el uso agrícola a escala de cuenca, mientras que en la zona ribereña con la vegetación secundaria y de pasto. La remoción de la cobertura de bosque en el área de drenaje, así como en la zona ribereña y su conversión hacia pasto o agricultura repercuten sobre la calidad del agua y la biomasa de algas que pueden alterar el estado trófico, además de reducir la biodiversidad.

Palabras clave: cuenca, zona ribereña, ríos, nutrientes, biomasa algal.

Capítulo 1. Introducción

Las características físicas, químicas y biológicas de los ríos y arroyos se encuentran condicionadas por el paisaje en el cual drenan (Allan 2004). Por lo tanto, la alteración del paisaje por el cambio de uso de suelo provoca generalmente la degradación del ecosistema fluvial. Existen diversos mecanismos por medio de los cuales el cambio del uso de suelo genera repercusiones en los ecosistemas acuáticos, entre ellos podemos resaltar el aumento en la sedimentación, el enriquecimiento por nutrientes, remoción de la vegetación ribereña y degradación de la calidad del agua (Allan 2004; Laurance et al. 2014; Allan et al. 2021).

Los cambios en calidad del agua pueden implicar alteraciones en las variables fisicoquímicas, incremento en los niveles de nutrientes, sedimentos y otros contaminantes (Wang et al. 2013; Capps et al. 2016) que pueden afectar a los productores primarios (Giri y Qiu 2016; Tanaka et al. 2016), a organismos consumidores como macroinvertebrados y peces (Miserendino et al. 2011; Studinski et al. 2012), así como la biodiversidad acuática y los diversos servicios ambientales que ofrecen estos ecosistemas (Dudgeon et al. 2006; Martínez et al. 2009). Para comprender la relación entre la degradación de la calidad del agua y el cambio de uso de suelo, existen estudios que analizan las diversas variables de calidad de agua para identificar los factores que influyen en las variaciones de estos parámetros ya sea de manera espacial o temporal (Wear et al. 1998; Brion et al. 2011).

1.1 Temperatura y oxígeno disuelto

La temperatura del agua depende de la radiación solar, la cual condiciona la distribución de los organismos en las aguas superficiales, además de mantener una estrecha relación con la solubilidad del oxígeno disuelto (Hauer and Hill 2007). El oxígeno influye en determinados procesos en los ecosistemas acuáticos tales como la fotosíntesis, la respiración y la oxidación de materia orgánica

(Roldán Pérez and Ramírez Restrepo 2008). El cambio de uso de suelo de bosques ribereños hacia pasto o agricultura intensiva puede incrementar la temperatura del agua como consecuencia de la pérdida del dosel arbóreo y la alta incidencia de luz, resultando en una disminución en concentraciones de oxígeno disuelto en los arroyos (Encalada et al. 2010; de Mello et al. 2018). Por ejemplo, de Mello et al. (2018) destacan que arroyos del sureste de Brasil con paisajes de bosque presentan menores temperaturas y concentraciones de oxígeno disuelto más altas, que los que drenan áreas de pasto. Shilla y Shilla (2011) mencionan que arroyos en paisaje de pasto y urbano presentan temperaturas más altas, como consecuencia de la remoción de la vegetación ribereña y por ende presentan bajas concentraciones de oxígeno disuelto. En arroyos de cabecera de los Andes en Colombia, Taniwaki et al. (2019) también observaron que el cambio de uso de suelo de bosque nativo a pasto incrementa la temperatura del agua.

1.2 Conductividad

La conductividad es una métrica de la capacidad del agua para conducir electricidad, por lo que está asociada con los iones presentes y sales en el agua. Cabe destacar que altos valores de conductividad están asociados a un incremento en los sólidos disueltos en el agua (Roldán Pérez and Ramírez Restrepo 2008). Neill et al. (2001) y Deegan et al. (2011) argumentan que la conversión de bosque a pasto en arroyos pertenecientes a la cuenca amazónica incrementa la conductividad. Por lo que podemos afirmar que la deforestación de bosques nativos hacia un uso de suelo con pasto o agrícola tendrá mayores valores de conductividad, dado que se incrementan los iones disueltos exportados al ecosistema fluvial, por la escorrentía superficial, lo cual refleja una degradación en la calidad del agua (Neill et al. 2001; Deegan et al. 2011; Bertaso et al. 2015).

1.3 Sedimentación

La sedimentación en los ecosistemas acuáticos es un proceso geomorfológico natural, ya que los sedimentos son elementos intrínsecos del suelo, compuestos de materiales orgánicos o minerales, los cuales son transportados como consecuencia del flujo de aguas superficiales; sin embargo, un excesivo transporte de sedimentos es considerado un estresor (UNESCO 2011; Collins and Zhang 2016; Allan et al. 2021). Las altas tasas de sedimentos son consideradas una problemática a nivel mundial en lo que respecta a la gestión de la integridad de los ecosistemas fluviales, ya que provocan efectos perjudiciales tales como alteraciones físicas, químicas y biológicas del ecosistema (Collins and Zhang 2016). En las alteraciones físicas se encuentran variaciones en la temperatura, pérdida de la profundidad de la zona fótica, alteraciones del sustrato y la reducción en la capacidad de almacenaje del cauce; las alteraciones químicas destacan el transporte de contaminantes en los sedimentos y cambios en la composición química del cauce, mientras que las alteraciones biológicas involucran repercusiones en las comunidades de algas, invertebrados y peces (Gordon et al. 2004; Izagirre et al. 2009; Larsen et al. 2011; Aneseyee et al. 2020). El cambio de uso de suelo incrementa la erosión del suelo, lo cual se traduce en un mayor aporte de sedimentos a los ecosistemas fluviales. Factores tales como pendientes pronunciadas, las características propias del suelo, cambio climático y la cobertura vegetal también influyen sobre la erosión del suelo (Valentin et al. 2008; Aneseyee et al. 2020). Neill et al. (2001) mencionan un contraste entre arroyos que drenan áreas forestales y arroyos en zonas de pasto en la región del Amazonas, en donde los arroyos de pasto presentan altas tasas de sedimentos suspendidos en contraste que los arroyos forestales en épocas de seca.

1.4 Nutrientes y clorofila

Los nutrientes desempeñan un factor muy importante en las comunidades acuáticas, ya que estos son indispensables para el crecimiento de las algas y

para sustentar la vida; cabe destacar que bajas concentraciones de nutrientes pueden llegar a restringir la productividad biológica (Conley et al. 2009; Bernhardt et al. 2018). Entre los nutrientes podemos destacar el nitrógeno y el fósforo, ya que son elementos esenciales para la biota en los ecosistemas acuáticos y limitan su productividad (Allan et al. 2021). Las principales fuentes antrópicas de estos nutrientes se deben al cambio de uso de suelo, destacando la agricultura, la cual aporta altas concentraciones de nitrógeno y fósforo derivado del uso de fertilizantes (Driscoll et al. 2003; Castillo 2010). Neill et al. (2001) mencionan una variación en las concentraciones de fósforo en función de la estacionalidad en arroyos de la cuenca amazónica, debido al cambio de uso de suelo de bosque a pasto; sus resultados muestran altas concentraciones de fósforo en los arroyos de pasto en comparación con los arroyos de bosque durante la época de secas y de lluvias. En relación a nitrógeno, existen estudios que presentan una mayor concentración de nitratos en arroyos de bosque que de pasto debido a la nitrificación total y la mineralización del nitrógeno ya que los suelos se convierten en reservorios de este elemento (Neill et al. 1997; Deegan et al. 2011).

El enriquecimiento por nutrientes producto de la modificación del paisaje por la agricultura y la urbanización unido a la mayor disponibilidad de luz por la remoción del bosque ribereño puede incrementar las tasas de producción primaria y la proliferación de algas (Allan 2004; Bernhardt et al. 2018). Este proceso se denomina eutrofización y puede afectar el funcionamiento del ecosistema. Las altas densidades de algas llegan a causar condiciones hipóxicas por lo que prevalecen aquellas especies de consumidores tolerantes a las nuevas condiciones (Dodds 2006; Shilla and Shilla 2011).

Una forma de estimar la biomasa de las algas es a través de la medición de la concentración de la clorofila *a* (von Schiller et al. 2017; Allan et al. 2021). Las altas concentraciones de clorofila están asociadas con altas temperaturas y una gran disponibilidad de luz, ya que estos factores incrementan la biomasa algal (Sponseller et al. 2001). El cambio de uso de suelo de bosque nativo a pasto generalmente está asociado con un incremento en la concentración de clorofila

bentónica (Lorion and Kennedy 2009; Taniwaki et al. 2019). Por lo que es evidente que las concentraciones de clorofila varían de acuerdo con el tipo de cambio de uso de suelo presente. Es indispensable conocer la cantidad biomasa presente en los ecosistemas lóticos producto del cambio de uso de suelo debido a la relevancia de la materia orgánica en las cadenas tróficas (Corkum 1996).

1.5 Importancia de la escala

Los ecosistemas fluviales son muy complejos dado que son sistemas jerárquicos, su condición espacial es heterogénea y presentan una estrecha relación con el paisaje (Frissell et al. 1986; Allan 2004; Feld 2013). Los efectos del cambio de uso de suelo pueden ser dependientes de la escala, por lo que su estudio debe considerar diferentes escalas del paisaje como la escala a nivel de cuenca y la zona ribereña (Roth et al. 1996). La escala cuenca abarca el área de drenaje de las redes de aguas superficiales (Cotler and Caire 2009), mientras que la escala ribereña abarca la interfase entre los arroyos y el ambiente terrestre (Lake 2007). Frissell et al. (1986) señalan que a escala cuenca las características físicas del paisaje dependerán de la región fisiográfica y del clima.

La influencia relativa de la cuenca y la zona ribereña sobre los ecosistemas acuáticos ha sido motivo de muchos estudios. La salud del río está influenciada por su cuenca, y una alta cobertura forestal en la cuenca se relaciona con una buena salud del ecosistema fluvial (Wang et al. 1997; Cullen 2007). Debido a la heterogeneidad del paisaje a escala cuenca, Xu et al. (2020) mencionan que los efectos de los patrones del paisaje de los diferentes usos de suelo en la calidad del agua son más significativos a escala cuenca en contraste con escalas locales. Sliva y Williams (2001) resaltan que la calidad del agua presenta una correlación mayor con la escala cuenca a diferencia del buffer ribereño. Cullen (2007) destaca que cuando a escala cuenca existe una remoción de la vegetación nativa y se introduce un uso de suelo hacia agricultura intensiva en un porcentaje mayor del 30 % a lo largo de la cuenca, se considera que la integridad del ecosistema fluvial

está siendo perjudicada de manera significativa. Allan (2004) estipula que cuencas con uso de suelo agrícola, se encuentran en buena condición hasta que el uso agrícola no alcance un porcentaje relativamente mayor al 30-50 %. Esto se debe principalmente a que existe una relación entre el área de uso agrícola en la cuenca y el incremento en las concentraciones de sedimentos y nutrientes, las cuales pueden producir efectos negativos en las comunidades de peces y macroinvertebrados (Feld 2013). Jordan et al. (1997) mencionan que las descargas de nitrógeno específicamente como nitrato incrementan conforme aumenten las áreas de cultivo en cuencas de planicie costera pertenecientes a la Bahía de Chesapeake. En esta zona, Correll y Weller (1997) al realizar un análisis de 153 subcuencas encontraron que las descargas de subcuencas que presentan mayor cobertura forestal presentan menores concentraciones de nitratos. Además, destacan que las concentraciones fueron menores a 0.7 mg N/L en 13 arroyos que drenaban áreas con porcentaje de cobertura forestal mayor al 85 %. Sus resultados también indican que arroyos con uso de suelo agrícola menor al 2.5 % y con una mayor abundancia de cobertura forestal presentan concentraciones menores a 0.5 mg N/L.

Existen estudios que relacionan las altas concentraciones de nutrientes y disponibilidad de luz con mayores tasas de clorofila, por lo que se pueden esperar altas concentraciones de clorofila en arroyos donde domina la agricultura (Corkum 1996; Urrea-Clos et al. 2014; Jordan et al. 2018). Así el cambio de uso de suelo de vegetación nativa a un uso de suelo agrícola incrementa las descargas de sedimentos y nutrientes, además de una mayor concentración de clorofila, lo cual se traduce en una calidad del agua altamente perturbada (Urrea-Clos et al. 2014; Jordan et al. 2018).

Los cambios de uso de suelo en la zona ribereña también afectan la salud del ecosistema fluvial. La escala ribereña abarca la interfase del ecosistema terrestre con el acuático, incluyendo la planicie de inundación (Allan 2004; Lake 2007). La vegetación ribereña es considerada un ecotono, además de ser un corredor

biológico debido a la riqueza de especies presentes en el ecosistema (Lake 2007; Díaz-Pascacio et al. 2018). La remoción de la vegetación ribereña es una alteración del paisaje que genera una degradación en la calidad del agua y fragmentación del hábitat (Jones et al. 2001; Moreno-Jiménez et al. 2019). Podemos resaltar que la conversión del bosque ribereño a un uso de suelo agrícola, puede producir efectos como la ausencia de sombra, originando una mayor disponibilidad de luz solar y un aumento en temperatura (Ortega-Pieck et al. 2017; Kiffer et al. 2018). Esta alta incidencia solar unido al aporte de nutrientes genera una gran cantidad de biomasa por parte de los productores primarios, lo cual se traduce en altas concentraciones de clorofila (Vázquez et al. 2011). Kiffer et al. (2018) resaltan que, en arroyos de bosque ubicados en la costa del Atlántico en el sureste de Brasil, presentaron alta incidencia solar y altas temperaturas debido a la alteración de la vegetación ribereña.

Existe una alta relación entre las condiciones de la vegetación ribereña y la calidad del agua (Xu et al. 2021). Esto se debe a la reducción en el transporte de contaminantes por escorrentía, dado que la vegetación ribereña capta sedimentos con químicos presentes en los fertilizantes, los cuales son aplicados en los cultivos. Además, la vegetación ribereña estabiliza la erosión del cauce, la cual suele incrementar los sedimentos y por ende el transporte de contaminantes adyacentes (Dosskey et al. 2010). Peterjohn y Correll (1984) resaltan que los bosques ribereños pertenecientes a la cuenca del río Rhode retienen un 89 % de las concentraciones de nitrógeno mientras que las zonas agrícolas únicamente un 8 %. También añaden que los bosques ribereños retienen un 80% de las concentraciones de fósforo. Robinson et al. (1996) mencionan que los primeros tres metros de bosque ribereño llegan a retener más del 70 % de sedimentos exportados por escorrentía en arroyos del noreste de Iowa. Sliva y Williams (2001) consiguieron que en cuencas de Ontario, Canadá, el buffer de bosque ribereño reduce la cantidad de sólidos suspendidos totales que entran al ecosistema fluvial. Además, destacan que los ríos que drenan bosques ribereños presentan mejor calidad del agua.

Podemos concluir que la ausencia de la vegetación ribereña arbórea propicia la degradación de la calidad del agua (Dosskey et al. 2010). Por lo cual la gestión integral de ecosistemas fluviales se enfoca en la restauración de la vegetación ribereña con el fin de obtener un mejor índice de calidad del agua (Osborne and Kovacic 1993). Cabe añadir que la remoción de la vegetación ribereña implica un incremento en las concentraciones de sedimentos y nutrientes hacia el ecosistema fluvial y una reducción en el aporte de materia orgánica alóctona (Lake 2007; Díaz-Pascacio et al. 2018; Moreno-Jiménez et al. 2019). Una alta incidencia solar unida al aporte de nutrientes genera una gran cantidad de biomasa de los productores primarios, lo cual se traduce en altas concentraciones de clorofila (Vázquez et al. 2011).

Una gran cantidad de ecosistemas tropicales han sido perturbados como consecuencia de la presión antropogénica producto del cambio de uso de suelo (Laurance et al. 2014). En arroyos tropicales el cambio de uso de suelo de bosque hacia agricultura es uno de los factores que más repercute en la calidad del agua y en la pérdida de biodiversidad del ecosistema fluvial (Boyero et al. 2009). En los años 2001 a 2013 América Latina ha experimentado una deforestación de bosques tropicales con un 17 % de zonas de cultivo abarcando 44.27 millones de hectáreas, de los cuales 44 % de los cultivos del 2013 fueron nuevos cultivos, lo cual resalta la intensificación de las actividades agrícolas y 57 % de pastos con 96.9 millones de hectáreas (Graesser et al. 2015). México es catalogado como uno de los países con mayor deforestación a nivel mundial ocupando el lugar número nueve en el ranking (Bradshaw et al. 2010). Entre los años 2001 a 2014 ha existido un declive en las áreas de pasto, sin embargo la conversión de bosques tropicales hacia pasto continúa siendo latente, particularmente en el sureste mexicano en Petén Veracruz (384, 800 hectáreas), Yucatán (310,000 hectáreas) y Chiapas (189,100 hectáreas) (Bonilla-Moheno and Aide 2020). Kolb y Galicia (2012) describen el uso de suelo en el año de 1993 en la cuenca del sistema Grijalva-Usumacinta en donde el 36 % de la superficie se encuentra

cubierta con vegetación primaria, 24 % por vegetación secundaria, 14 % por agricultura y 26 % de pastos. En el año 2007 se perdió un 9 % de la vegetación primaria mientras que los pastos fue el uso de suelo más empleado con un 30 %. Podemos denotar que el cambio de uso de suelo en el sureste mexicano ha sido una presión antropogénica que ha modificado las condiciones del paisaje generando repercusiones en la calidad del agua (Mas et al. 2004; Kolb and Galicia 2012).

Justificación

Debido al impacto que generan las actividades antrópicas en los arroyos tropicales, los cuales proveen diversos servicios ecosistémicos y contienen una gran diversidad biológica, es indispensable conocer el grado de degradación que genera el cambio de uso de suelo a través de la deforestación, la agricultura, la conversión de bosque a pasto y la remoción de la vegetación ribereña. El efecto de estos cambios puede variar con la escala por lo que hay que considerar las escalas a nivel cuenca y en zona ribereña, para explicar la variación de los parámetros fisicoquímicos indicadores de calidad del agua, nutrientes y clorofila. Este estudio pretende resaltar la importancia de considerar diferentes escalas espaciales en los efectos del cambio de uso suelo en arroyos tropicales dado que existen pocos estudios en lo referente a esta temática; además, las características del área de estudio y sus diferentes usos de suelo dominantes en diferentes escalas permitirán comprender la variación en la calidad del agua en diferentes condiciones del paisaje del sureste mexicano. Es un aspecto de crucial importancia llegar a conocer que factores espaciales repercuten en la calidad del agua de manera espacial ya que puede contribuir a establecer de forma más precisa pautas para mitigar las fuentes de contaminación, contribuyendo así al manejo y conservación de los ecosistemas fluviales tropicales.

Pregunta de investigación

¿Cómo influye el cambio de uso de suelo a diferentes escalas sobre la calidad del agua y la clorofila bentónica en arroyos tropicales?

Hipótesis

Algunas variables fisicoquímicas de calidad del agua (temperatura, conductividad y pH) serán mayores en los arroyos más perturbados en relación con los arroyos donde domina la cobertura de bosque.

Las concentraciones de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila bentónica incrementarán en los arroyos más perturbados.

La escala cuenca y zona ribereña tendrán la misma relevancia para entender los efectos del cambio de uso de suelo en la calidad del agua

Objetivo general

Analizar y evaluar la relación que existe entre los patrones del paisaje y los diferentes usos de suelo en las diferentes escalas espaciales (cuenca y zona ribereña) con las variables de calidad del agua y la clorofila bentónica en arroyos pertenecientes a las cuencas Puyacatengo, Teapa y Pichucalco.

Objetivos específicos

Determinar el uso de suelo en los arroyos correspondientes a partir de la escala cuenca y buffer ribereños.

Determinar la relación entre los parámetros de calidad del agua y la clorofila bentónica con el uso de suelo en la escala cuenca y escala ribereña a partir de análisis estadísticos.

Capítulo 2. Artículo: Cambios en el uso del suelo afectan la calidad del agua y la concentración de clorofila en arroyos tropicales

Land use changes affect water quality and chlorophyll concentration in tropical streams

Título resumido: arroyos y uso del suelo

Aldo Vinicio Hernández Falconi¹, María Mercedes Castillo¹, Manuel Mendoza Carranza¹, Aarón Jarquín Sánchez¹ y Rodimiro Ramos Reyes²

¹Departamento de Ciencias de la Sustentabilidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo 2da sección, Villahermosa, Tabasco, CP 86280, México

²Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa. Carretera Villahermosa-Reforma km 15.5, Ranchería Guineo 2da sección, Villahermosa, Tabasco, CP 86280, México

Autor de correspondencia: María Mercedes Castillo, mmcastillo@ecosur.mx

RESUMEN

Antecedentes: En el sureste mexicano, la conversión de bosques hacia usos de suelo agrícola y de pastizales experimentada en las últimas décadas puede afectar el funcionamiento de ríos y arroyos. **Objetivo:** estudiar la influencia del cambio de uso de suelo a diferentes escalas espaciales (cuenca y zona ribereña) sobre la calidad del agua y la clorofila bentónica en arroyos de la sierra de Chiapas y Tabasco. **Métodos:** Se realizaron muestreos mensuales durante 13 meses para medir las variables fisicoquímicas y recolectar muestras para determinar las concentraciones de nutrientes, sólidos suspendidos y clorofila bentónica en ocho arroyos con diferentes tipos de uso de suelo (bosque, pasto, uso mixto) en la cuenca baja del río Grijalva. Se compararon estadísticamente las variables estudiadas entre categorías de uso de suelo y épocas del año, y se analizó la relación entre calidad de agua y el uso del suelo a diferentes escalas. **Resultados:** Los arroyos de bosque presentaron menor temperatura, pH, conductividad eléctrica y concentraciones de fósforo y clorofila, así como mayor concentración de oxígeno y porcentaje de materia orgánica suspendida que los arroyos de pasto y uso mixto. También se observó menor dispersión temporal en los valores de las variables de los arroyos de bosque a lo largo del año. Se encontró que las variaciones en calidad de agua se asocian a variables a escala de cuenca (bosque, pasto y vegetación secundaria) y zona ribereña (pasto y vegetación secundaria). **Conclusiones:** Cambios en el uso del suelo a escala de cuenca y ribereña pueden afectar la calidad del agua y el funcionamiento de los

arroyos en la sierra de Tabasco y Chiapas, por lo que acciones de conservación y restauración, incluyendo reforestación, deben considerar ambas escalas.

Palabras clave: Grijalva, arroyos tropicales, nutrientes, deforestación, zona ribereña

ABSTRACT

Background: Forest conversion to agriculture and pasture that have occurred in the last decades in southern Mexico can affect the ecological functioning of rivers and streams. **Objective:** to investigate how land use changes at different scales (catchment and riparian zone) influence water quality and benthic chlorophyll in streams of the Chiapas and Tabasco mountains. **Methods:** Over a period of 13 months, water physicochemical variables were measured, and samples collected for the determination of nutrient, suspended solids, and benthic chlorophyll in eight streams encompassing different land use and cover in the Puyacatengo, Pichucalco, and Teapa sub-basins of the Grijalva watershed. The study variables were statistically compared among land use categories and seasons and the relationship with land use at different scales was analyzed. **Results:** Streams draining forested areas showed lower water temperature, conductivity, pH, and phosphorus and benthic chlorophyll concentrations than streams in pasture and mix land use categories. Forest streams also showed greater proportion of suspended organic matter and dissolved oxygen concentration than the more disturbed streams. Temporal dispersion of values for stream variables at the forest sites were lower than at pasture and mixed-land use streams. Variation in water quality was related to land use variables at the catchment (forest, pasture, and secondary vegetation) and riparian (pasture and secondary vegetation) scales. **Conclusions:** Land use changes at the catchment and riparian scales can affect water quality and the functioning of streams in the mountains of Tabasco and

Chiapas, and thus conservation and restoration actions, including reforestation, must be implemented at both scales.

Keywords: Grijalva, tropical streams, nutrients, deforestation, riparian zone

INTRODUCCIÓN

A escala global la alteración de la vegetación nativa debido a las actividades antropogénicas es uno de los principales factores que propician la degradación de los ecosistemas de ríos y arroyos (Giri & Qiu, 2016; Su et al., 2016; de Mello et al., 2018). La demanda por los recursos naturales, el suministro de agua, la urbanización y la producción agrícola han intensificado el cambio de uso de suelo que lleva a la conversión de vegetación nativa a usos de suelo antrópico (Rodríguez-Romero et al., 2018; Song et al., 2020). Esta conversión genera cambios en las variables físicas y químicas del agua de ríos y arroyos, que repercuten en la biota acuática y los servicios ambientales que brindan estos ecosistemas (Jujnovsky et al., 2010; Giri & Qiu, 2016).

Los efectos del cambio de uso de suelo en la calidad del agua de los ríos y arroyos son espacialmente heterogéneos y complejos ya que dependen de la escala en la que ocurren (Roth et al., 1996; Allan, 2004; Tanaka et al., 2016). Cambios en la zona ribereña, a escala local (definida como un tramo generalmente menor a 1 km de longitud) o en todo el corredor ribereño a lo largo de la red fluvial, pueden producir alteraciones en los ecosistemas acuáticos diferentes a las producidas por los cambios en el uso de suelo a escala de cuenca o área de drenaje (Allan, 2004). La zona ribereña, que es la interfase de los arroyos con el ambiente terrestre (Lake, 2007), influye sobre la temperatura del agua, la entrada de radiación solar y los aportes de materia orgánica, nutrientes y sedimentos (Studinski et al., 2012; Randhir & Ekness, 2013). La remoción del

bosque ribereño reduce la entrada de material leñoso y hojarasca, incrementa la incidencia de luz debido a la pérdida del dosel arbóreo y provoca un aumento de la temperatura del agua (Tanaka et al., 2016; de Mello et al., 2018). Igualmente, la eliminación de la vegetación ribereña nativa puede generar un aumento en la entrada de nutrientes y sedimentos alóctonos a las aguas (Kuglerová et al., 2014;), además de favorecer la erosión del cauce (Li et al., 2009; Dosskey et al., 2010).

Por otra parte, los cambios en el uso de suelo a escala de la cuenca alteran la superficie de los suelos y su permeabilidad (Lei et al., 2021), repercutiendo en los procesos hidrológicos y generando un aumento en la escorrentía y la disminución en la evapotranspiración e infiltración, que pueden causar un incremento en los fenómenos de inundación, además de disminuir el flujo base del arroyo durante la temporada de secas (Allan, 2004; Ponette-González et al., 2015). La dominancia de agricultura en la cuenca puede generar un aumento en el aporte de sedimentos a los cuerpos de agua debido a la mayor erosión del suelo, lo que resulta en un aumento en la concentración de sólidos suspendidos en el agua (Sciera et al., 2008; Glendell & Brazier, 2014). Igualmente, las concentraciones de nutrientes pueden aumentar en los ríos y arroyos debido a la aplicación de fertilizantes en áreas de cultivo (; Driscoll et al., 2003; Castillo, 2010). Zonas con otros tipos de uso de suelo como pastizales dedicados a la ganadería también pueden aumentar las concentraciones de fósforo y nitrógeno producto de los desechos generados por el ganado (Aryal et al., 2012). Además, se ha observado

que en cuencas con mayor porcentaje de bosque y bajo uso agrícola se presentan altas concentraciones de oxígeno disuelto, disminución de la temperatura, conductividad eléctrica, fósforo total, nitrógeno total y concentraciones de clorofila (Ding et al., 2016).

Las alteraciones del paisaje a escala ribereña y de cuenca pueden generar una mayor disponibilidad de nutrientes y luz, favoreciendo la actividad de los organismos autótrofos, que se traduce en incremento de la concentración de clorofila y alteración de las entradas de materia orgánica a arroyos y ríos, que pueden afectar las tramas tróficas y la estructura y funcionamiento de las comunidades acuáticas (Sponseller et al., 2001; Iñiguez-Armijos et al., 2018; Espinoza-Toledo et al., 2021). Además, el incremento de nutrientes y concentraciones de clorofila puede generar eutrofización, afectando la biodiversidad acuática y los servicios ecosistémicos de los ecosistemas fluviales como recreación y especialmente el suministro de agua para la población (Suplee et al., 2009; Fetscher et al., 2015; Jarvie et al., 2018).

La influencia relativa de la cobertura vegetal y el uso del suelo a diferentes escalas sobre la calidad de agua es motivo de investigación actual dada la necesidad de definir políticas de manejo y conservación de ríos y arroyos (de Mello et al., 2018; Shen et al., 2015; Shi et al., 2017). Esto es particularmente relevante para las zonas tropicales, donde las tasas de deforestación continúan siendo altas (Armenteras et al., 2017; Seymour & Harris, 2019). En el territorio mexicano el 29% la cobertura de la vegetación nativa desapareció para el año

2011 (Rodríguez-Romero et al., 2018) y esta tendencia prevalece en el sureste del país donde los bosques han presentado una rápida conversión principalmente hacia sistemas agrícolas (Mendoza-Ponce et al., 2019; Bonilla-Moheno & Aide, 2020). Estudios previos en arroyos tropicales en los Altos de Chiapas y en Pichucalco, Chiapas, han reportado una estrecha asociación entre la conversión de bosque a otros usos de suelo (ganadería y agricultura especialmente) con un aumento en las concentraciones de nutrientes, así como cambios detectados en las variables fisicoquímicas, sólidos suspendidos y clorofila (Castillo et al., 2012; Espinoza-Toledo et al., 2021). Para comprender mejor la relación entre el uso de suelo y la calidad de agua en sistemas tropicales, se planteó en este estudio el objetivo de determinar cómo influyen los cambios de uso de suelo realizados a diferentes escalas espaciales (cuenca y zona ribereña) sobre algunas variables de calidad del agua y la clorofila bentónica. Para ello se planteó un diseño experimental que considerara arroyos tropicales con diferentes usos de suelo que incluyen: a) sistemas con una cobertura de bosque dominante, b) arroyos con una dominancia de pasto y c) arroyos con una mezcla de vegetación secundaria, agricultura y asentamientos humanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Los arroyos estudiados (orden 3 y 4) se encuentran en las subcuencas de los ríos Puyacatengo, Teapa, y Pichucalco en la Sierra de Tabasco-Chiapas, en la cuenca del río Grijalva en el sur de México. Los arroyos Chiapaneco y La Mina drenan hacia el río Teapa; los arroyos San Pedro,

Camaloa, Villareal y Río Blanco se encuentran en la subcuenca del río Pichucalco y los arroyos Mogoshpa y Ogoiba pertenecen a la subcuenca del río Puyacatengo (Tabla 1, Fig. 1). El clima de la región es cálido húmedo con precipitaciones a lo largo de todo el año (Af) (Geissen et al., 2006). En la subcuenca del río Puyacatengo la temperatura media anual es de 26.9°C con una precipitación anual de 2,563 mm, mientras que en la subcuenca del río Pichucalco, la temperatura media anual es de 25.3°C con una precipitación anual de 4,033.4 mm; la subcuenca del río Teapa presenta una temperatura media anual de 25.2°C y 4,953.7 mm de precipitación por año (INEGI, 2017).

Uso del suelo: Las categorías de uso de suelo identificadas alrededor de los arroyos seleccionados fueron bosque, pasto, acahual herbáceo, vegetación secundaria, agricultura, asentamientos humanos y ausencia de vegetación. Para determinar el uso de suelo en los ocho arroyos se utilizaron imágenes Spot del año 2012 por medio del método de digitalización; para corroborar los datos se verificaron a través de series INEGI y mediante el software de Google Earth. Se obtuvieron datos de uso de suelo a escala cuenca (1:50,000) en el área de drenaje aguas arriba del punto de muestreo y a escala del corredor ribereño (1:5,000) con una franja ribereña de 30 metros de cada lado del cauce a lo largo de todos los cauces aguas arriba del punto de muestreo. Este ancho de la franja ribereña se determinó con base en Sweeney y Newbold (2014) quienes estipulan que una franja ribereña de amortiguación mayor a 30 metros de ancho es

necesaria para proteger la calidad del agua, hábitat y características bióticas de los arroyos con áreas de drenaje menores a 100 km².

VARIABLES DE CALIDAD DEL AGUA Y CLOROFILA BENTÓNICA: mensualmente entre agosto 2013 y agosto 2014, en cada arroyo se muestrearon tres rápidos a lo largo de un tramo de 100 metros. Se midieron *in situ* la temperatura del agua, conductividad, salinidad, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, concentración de oxígeno disuelto y pH con una sonda multiparamétrica (YSI modelo 556). Se colectaron muestras de agua para determinar sólidos suspendidos y nutrientes. Los sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos se analizaron por el método gravimétrico (APHA, 2012). Las concentraciones de nitratos se determinaron utilizando el método de reducción por cadmio, fósforo soluble reactivo (SRP) por el método del ácido ascórbico, y fósforo total (P total) mediante una digestión por persulfato (APHA, 2012). Para obtener la concentración de clorofila, en cada sitio se eligieron al azar tres rocas de 10 a 20 cm de longitud por arroyo y se cepillaron de la parte superior; el material colectado fue filtrado utilizando un filtro de fibra de vidrio con apertura de poro de 0.7 µm para después analizarlas por el método de extracción en etanol (Nusch, 1980).

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS: Con base en las proporciones del uso de suelo dominante en las diferentes escalas espaciales los arroyos se agruparon en las siguientes categorías: bosque (Arroyo Chiapaneco y La Mina), pasto (Río Blanco, Ogoiba y

Mogoshpa) y uso mixto (San Pedro, Camaloa y Villareal). Los datos de cobertura de suelos de las cuencas y de la franja ribereña de 30 metros fueron analizados con un gráfico de mosaico. Los colores en el mosaico representan el nivel del residuo estandarizados de Pearson para esa celda y combinación de niveles bajo un modelo nulo (Friendly, 1994). El azul significa que hay más observaciones en esa celda de lo esperado bajo el modelo nulo y el rojo que hay menos observaciones de las esperadas. Este análisis se realizó empleando el programa R Core Team versión 4.0.3 (2020).

Para analizar posibles cambios estacionales los datos mensuales fueron agrupadas en tres temporadas: secas (febrero a abril 2014), lluvias (agosto 2013, septiembre 2013, mayo 2014, junio 2014 y julio 2014) y nortes (octubre 2013 a enero 2014) de acuerdo con datos del servicio meteorológico nacional (estación 00027024 La Huasteca, Teapa, Tabasco). Para explorar la influencia de los factores espaciales y temporales en la variación de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua, nutrientes y clorofila bentónica se realizó un análisis de componentes principales (PCA) a través de la distancia euclidiana. Se realizó un análisis de varianza de permutación univariado (PERMANOVA) con base en distancias euclidianas para comparar las variables de calidad del agua, nutrientes y clorofila entre las categorías de uso de suelo (bosque, pasto y mixto) y las temporadas (secas, lluvias y nortes), seguidas de comparaciones de pares empleando un análogo de la prueba t (pseudo-t, Anderson et al., 2008). Se empleó el método de permutación de residuales bajo el modelo reducido con

9999 permutaciones. Cuando se obtuvieron resultados significativos, se procedió a realizar comparaciones por pares para probar diferencias entre los diferentes niveles de los factores uso de suelo y temporada. Para determinar la relación de los parámetros de calidad del agua con las diferentes categorías del uso de suelo en las diferentes escalas espaciales (cuenca y corredor ribereño) se empleó un análisis canónico de coordenadas principales (CAP), con base en los centroides de las fechas de muestreo para cada sitio. También se calculó el índice multivariado de dispersión (MVDISP) para estimar la variación temporal en cada categoría de uso. Estos análisis se realizaron mediante PRIMER v 7.0 con Permanova (Plymouth Marine Laboratory, UK).

RESULTADOS

Uso de suelo en las múltiples escalas:

Los arroyos con áreas de drenaje mayores fueron Ogoiba (22.8 km²) y Río Blanco (19.5 km²), siendo las menores Arroyo Chiapaneco (5.1 km²) y Camaloa (6.4 km²) (Tabla 1, Figura 1). Las cuencas con mayor porcentaje de bosque respecto a otros usos de suelo fueron el Arroyo Chiapaneco y La Mina con 78.93 y 83.43%, respectivamente (Figura 2). Valores positivos de los residuales de Pearson confirman esta alta proporción. Así mismo, existe una baja proporción de otros tipos de suelo indicados igualmente por valores negativos de los residuales de Pearson (Figura 2). Los demás sitios, presentaron proporciones de bosque entre 11 y 39%, así como vegetación secundaria entre 14 y 27%. En las cuencas de Río Blanco, Ogoiba y Mogoshpa se observa una disminución de la cobertura

boscosa, la cual es sustituida por otros usos de suelos, entre los más dominantes está el pasto con 36.88, 32.21 y 29.50%, respectivamente (Figura 2). Valores positivos de los residuales de Pearson confirman esta alta proporción. Respecto a las cuencas de San Pedro, Camaloa y Villareal la distribución de usos de suelos es más homogénea sin dominar un tipo de uso de suelo en particular; esto lo confirman los valores de residuales del Pearson cercanos a cero (Figura 2). En la cobertura de suelos a nivel del buffer de 30 m, se observa un patrón similar al observado a nivel de cuenca. Sin embargo, los residuales de Pearson para las cuencas de San Pedro, Camaloa y Villareal indican una distribución más homogénea en los usos de suelo (Figura 2).

Calidad del agua y clorofila: El PCA indica que en los arroyos donde predomina el bosque se relacionan con un mayor porcentaje de materia orgánica suspendida y de saturación de oxígeno disuelto, así como menor temperatura, y menores concentraciones de clorofila, fósforo total y fósforo soluble reactivo (Fig. 3a). En los arroyos de pasto y uso mixto se observa una tendencia a separarse de los arroyos de bosque y al aumento en algunas variables, en particular concentración de clorofila, temperatura, pH y conductividad. Un grupo de muestras de pasto y mixto presentó mayores concentraciones de P total y SRP (Fig. 3a). Las variables porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, clorofila, temperatura, pH, conductividad y porcentaje de materia orgánica presentaron una tendencia a aumentar durante la época de lluvias, mientras que en la época de nortes se

incrementaron los nitratos y los sólidos suspendidos totales; por otra parte, la época de secas presenta un patrón solapado con las temporadas de lluvias y nortes (Fig 3b).

Los resultados de la PERMANOVA confirman lo observado en el PCA. Los arroyos en la categoría de bosque presentaron menor temperatura que aquellos en pasto y mixto ($p < 0.001$, Tabla 2), y esta fue significativamente mayor en la temporada de lluvias y menor en la temporada de nortes ($p < 0.001$).

El pH promedio varió entre 8.19 ± 0.16 (La Mina, bosque) y 8.64 ± 0.13 (Río Blanco, pasto) entre los arroyos estudiados. El pH fue significativamente menor en los sitios de bosque que en pasto o uso mixto ($p = 0.004$), presentando una tendencia a disminuir en nortes respecto a las otras temporadas ($p < 0.002$).

La conductividad varió entre un promedio de $106.72 \pm 11.40 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Ogoiba, pasto) y $470.92 \pm 137.36 \mu\text{S cm}^{-1}$ (San Pedro, uso mixto). Los arroyos en la categoría uso mixto ($329.28 \pm 149.63 \mu\text{S cm}^{-1}$) presentaron una mayor conductividad que en pasto ($233.26 \pm 153.24 \mu\text{S cm}^{-1}$) y bosque ($150.63 \pm 31.59 \mu\text{S cm}^{-1}$) ($p < 0.001$, Tabla 2). La conductividad fue significativamente mayor en la temporada de secas y menor en la temporada de nortes ($p < 0.002$).

La concentración promedio de oxígeno disuelto estuvo en el rango de $7.93 \pm 0.28 \text{ mg L}^{-1}$ (San Pedro, uso mixto) a $8.45 \pm 0.35 \text{ mg L}^{-1}$ (Arroyo Chiapaneco, Bosque).

En nortes y secas, las concentraciones fueron mayores en bosque que en pasto o uso mixto ($p < 0.008$, Tabla 2). La concentración en los sitios de bosque fue significativamente mayor en secas que en las otras temporadas ($p = 0.001$),

mientras que no hubo diferencias significativas entre temporadas en los sitios más perturbados ($p < 0.673$). El porcentaje de saturación de oxígeno promedio estuvo entre $89.65 \pm 25.85 \text{ mg L}^{-1}$ (Río Blanco, pasto) y $98.26 \pm 7.86 \text{ mg L}^{-1}$ (Ogoiba, pasto). Se observaron valores más altos en pasto que en uso de suelo mixto ($p < 0.002$) y en bosque ($p < 0.001$) en la temporada de lluvias (Tabla 2). En los sitios de bosque, la saturación fue significativamente mayor en la temporada de secas que en lluvias o nortes ($p < 0.001$), mientras que en los sitios de pasto y uso mixto se incrementaron los porcentajes en lluvias ($p < 0.008$).

Las concentraciones de fósforo soluble (SRP) variaron entre $15.15 \pm 6.71 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Río Blanco, pasto) y $54.47 \pm 29.88 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Camaloa, uso mixto) (Tabla 3). El fósforo soluble reactivo fue significativamente menor ($p = 0.001$) en los arroyos de bosque ($18.55 \pm 8.41 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) que en los de pasto ($29.52 \pm 19.47 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) y uso mixto ($31.69 \pm 24.81 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), aumentando en la temporada de secas y disminuyendo en las temporadas de nortes ($p = 0.041$) y de lluvias ($p = 0.005$). La concentración de fósforo total varió entre $39.24 \pm 45.82 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (Arroyo Chiapaneco, bosque) y $303.10 \pm 627.17 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (San Pedro, uso mixto). Los arroyos de bosque presentaron menores concentraciones que los sitios de pasto y uso mixto en las temporadas de secas y lluvias ($p < 0.028$, Tabla 2). El fósforo total en los sitios de uso mixto y pasto fue significativamente mayor en la temporada de secas ($p < 0.017$), mientras que en los sitios de bosque fue significativamente mayor en la temporada de nortes y secas que en la temporada de lluvias ($p < 0.002$).

La concentración de nitratos varió entre $120.90 \pm 75.05 \mu\text{g L}^{-1}$ (La Mina, Bosque) y $250.57 \pm 83.41 \mu\text{g L}^{-1}$ (Camaloa, uso mixto). Se observó un aumento en las temporadas de nortes ($p=0.001$) y secas ($p=0.001$) respecto a la temporada de lluvias. No se observaron diferencias significativas en las categorías de uso de suelo.

La concentración de sólidos suspendidos promedio estuvo en el rango de $8.61 \pm 19.15 \text{ mg L}^{-1}$ (Ogoiba, pasto) y $377.36 \pm 1045.21 \text{ mg L}^{-1}$ (San Pedro, uso mixto). Los arroyos en la categoría de uso de suelo mixto ($138.78 \pm 600.65 \text{ mg L}^{-1}$) presentaron mayor concentración de sólidos suspendidos totales que los arroyos de pasto ($32.35 \pm 113.68 \text{ mg L}^{-1}$, $p=0.001$) y de bosque ($33.07 \pm 111.54 \text{ mg L}^{-1}$, $p=0.001$), mientras que no hubo diferencias entre pasto y bosque ($p=0.153$). La concentración fue significativamente mayor en la temporada de nortes que en las temporadas de lluvias ($p=0.001$) y secas ($p=0.001$).

El porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos varió entre $12.48 \pm 10.58 \%$ (San Pedro, uso mixto) y $42.59 \pm 26.24 \%$ (La Mina, bosque), siendo significativamente más alto ($p<0.001$) en los arroyos de bosque ($37.55 \pm 24.23\%$) que en pasto ($19.27 \pm 14.59\%$) y uso mixto ($16.21 \pm 13.27\%$). El porcentaje fue significativamente mayor en la temporada de lluvias y secas que en la temporada de nortes ($p=0.001$).

La concentración de clorofila promedio varió más de 10 veces entre $24.49 \pm 26.30 \text{ mg m}^{-2}$ (Arroyo Chiapaneco, bosque) y $250.29 \pm 423.44 \text{ mg m}^{-2}$ (Camaloa, uso mixto), siendo significativamente mayor en sitios de uso de suelo mixto ($176.62 \pm$

331.03 mg m⁻²) y pasto (81.75 ± 131.92 mg m⁻²) que en los sitios de bosque (59.39 ± 124.93 mg m⁻², p<0.003). La concentración de clorofila aumentó en la temporada de lluvias y secas respecto a nortes (p=0.001).

El análisis CAP muestra diferencias entre los arroyos de bosque con respecto a los de pasto y mixto (Fig. 4), explicando un 76.6% de la variabilidad. Estas diferencias se correlacionan con el porcentaje de bosque (79.5%), vegetación secundaria (50.3 %) y uso agrícola (37%) en la cuenca y proporción de vegetación secundaria (43.8%) y pasto (40.7%) en la franja ribereña. El porcentaje de bosque en la cuenca se relacionó principalmente con la calidad del agua en los sitios de bosque mientras que el resto de las variables se relacionaron con los sitios más perturbados. La dispersión entre los valores de las variables de los arroyos fue mayor en los sitios de uso mixto (1.25) y pasto (1) que en los sitios de bosque (0.25).

DISCUSIÓN

La pérdida de áreas de bosque en la zona ribereña y en la cuenca, principalmente por su conversión a áreas de pasto y agricultura, afectan a la calidad de agua y la concentración de clorofila en los arroyos estudiados. Tanto los resultados de PCA como de la PERMANOVA muestran que las variables de calidad de agua de los sitios más perturbados tienden a desviarse de lo observado en los arroyos de bosque y que estos cambios están relacionados con variables de uso del suelo a escala de cuenca y zona ribereña. Las diferencias más marcadas se observaron en algunas variables fisicoquímicas (temperatura, conductividad, oxígeno disuelto

y pH), así como en las concentraciones de fósforo, clorofila y el contenido de materia orgánica de los sólidos suspendidos.

La remoción de bosque de la zona ribereña de los arroyos de pasto y mixto probablemente explica el aumento de la temperatura del agua, producto del incremento en la incidencia de radiación solar sobre el cauce de los ríos (Lorion & Kennedy, 2009; Studinski et al., 2012; Taniwaki et al., 2019). Aunque la temperatura del agua es afectada por la sombra de la vegetación ribereña presente a lo largo del cauce por distancias que van de cientos de metros a varios kilómetros (Allan, 2004), la cobertura vegetal de la cuenca también puede afectar la temperatura (Macedo et al., 2013). Incrementos en la temperatura del agua, pueden disminuir los niveles de oxígeno y, por lo tanto, afectar a la biota acuática (Tanaka et al., 2016).

El incremento en el pH en los arroyos más perturbados puede asociarse a tasas de productividad primaria más elevadas, producto de una menor cobertura arbórea ya que el proceso de fotosíntesis remueve el dióxido de carbono presente en el agua, aumentando el pH (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008; Figueiredo et al., 2010). Por otra parte, en la temporada de nortes el pH fue menor en los sitios de bosque debido a que puede existir una mayor entrada de materia orgánica alóctona producto de las precipitaciones, formando ácidos orgánicos que disminuyen el pH (Allan et al., 2021).

Así como se observó en los arroyos estudiados, un incremento en la conductividad ha sido reportado en arroyos que drenan áreas deforestadas o con

dominancia de pasto y donde además el bosque ribereño ha sido alterado (Figueiredo et al., 2010; de Souza et al., 2013; Iñiguez-Armijos et al., 2018; Espinoza-Toledo et al., 2021). Esto puede estar relacionado con una mayor lixiviación de solutos al eliminar la vegetación arbórea de la cuenca, la ausencia del efecto filtrador del bosque ribereño y la presencia de fuentes de contaminación difusa provenientes de los desechos del ganado (Williams & Melack, 1997; Neill et al., 2006; Figueiredo et al., 2010; Shilla & Shilla, 2011). Además, se ha observado que los suelos en áreas de pasto continúan perdiendo cationes, décadas después de ocurrida la deforestación (Germer et al., 2009).

Las mayores concentraciones de oxígeno disuelto en sitios de bosque a diferencia de pasto y uso mixto pueden deberse a que la cobertura arbórea regula la temperatura, manteniendo valores menores y en consecuencia mayores concentraciones de oxígeno disuelto (Neill et al., 2001; Deegan et al., 2011). La conversión de bosques ribereños hacia sistemas agrícolas o de pasto, genera una reducción en las concentraciones de oxígeno disuelto debido a las altas temperaturas del agua y la descomposición de materia orgánica producto de un aumento de la biomasa de las algas y plantas acuáticas (Encalada et al., 2010; de Mello et al., 2018). Por el contrario, otros estudios señalan que los sitios de pasto pueden presentar mayores concentraciones de oxígeno disuelto, probablemente debido a mayores tasas de productividad primaria dada la baja cobertura arbórea en la zona ribereña (Espinoza-Toledo et al., 2021). Asimismo, las mayores concentraciones de oxígeno y porcentaje de saturación observadas en la

temporada de lluvias pueden deberse al incremento de la capacidad de mezcla de oxígeno ambiental como consecuencia de las precipitaciones relacionadas a un aumento de la turbulencia, además de una disminución de la temperatura (de Mello et al., 2018; dos Reis Oliveira et al., 2019). Es necesario destacar que todos los arroyos estudiados presentaron concentraciones y porcentajes de saturación de oxígeno mayores a 8 mg L^{-1} y 89.6% ubicándose muy por encima de valores limitantes para peces y macroinvertebrados (Allan et al., 2021), lo cual puede sugerir que no reciben entradas importantes de agua residuales o afluentes muy contaminados, y que los cambios observados en el uso del suelo aún no tienen un fuerte impacto sobre esta variable (Li et al., 2009).

Las concentraciones más altas de SRP y P total en los arroyos de pasto y uso mixto puede deberse a fuentes de contaminación como la agricultura y la actividad ganadera o a las descargas de aguas residuales domésticas. Existen estudios en la región que documentan concentraciones más altas de fósforo en arroyos que drenan pastizales y zonas agrícolas en comparación con áreas de bosque, lo que puede estar relacionado con el aporte de desechos del ganado y la aplicación de fertilizantes (Salazar Conde et al., 2004; Aryal et al., 2012; Castillo et al., 2012). Igualmente, las mayores concentraciones de fósforo encontradas en la temporada de secas en los arroyos más perturbados pueden indicar entradas puntuales de contaminación que son más evidentes durante este periodo (Castillo 2010).

La concentración de nitratos no presentó diferencias significativas entre las categorías de uso de suelo; sin embargo, estudios previos indican que puede presentarse una mayor concentración en los arroyos tropicales de bosque que en pasto debido a la mayor mineralización de nitrógeno y a la nitrificación en los suelos de áreas boscosas (Neill et al. 2001; Castillo 2010). Además, se ha reportado que áreas con pasto pueden ser un sumidero para los nitratos en suelos tropicales (Germer et al., 2009). En la región estudiada, Espinoza-Toledo et al. (2021) observaron concentraciones menores de nitratos en arroyos de pasto lo cual puede deberse a la asimilación de estos compuestos por el aumento de la biomasa de las algas bentónicas en la temporada de secas. Por otra parte, concentraciones más altas de nitratos en arroyos drenando áreas con pasto y agricultura también han sido reportadas, probablemente relacionado con la aplicación de fertilizantes y los desechos del ganado (Vidon et al., 2008; Shilla & Shilla, 2011; Castillo et al., 2012). Es probable, que en los arroyos estudiados la mayor concentración de nitratos esperada en áreas de bosque haya sido alcanzada por los arroyos de pasto y uso mixto debido a los aportes de nitrógeno producto de actividades antrópicas, resultando en concentraciones similares de esta forma de nitrógeno.

En la concentración de sólidos suspendidos, no se observó una diferencia tan marcada entre los arroyos de bosque y los más perturbados, ya que solo los arroyos de uso mixto presentaron mayor concentración que los de bosque; esto es producto de los altos valores en la temporada de nortes del arroyo San Pedro,

que además presenta el mayor porcentaje de uso de suelo agrícola en zonas de pendiente, lo que puede favorecer la erosión del suelo (Glendell & Brazier, 2014).

Además, los arroyos de bosque presentaron valores más altos de materia orgánica lo cual puede estar asociado a las entradas de hojarasca y material leñoso provenientes del bosque ribereño, que pueden verse disminuidas en los arroyos más perturbados por la deforestación de la zona ribereña (Wild et al., 2019; Espinoza-Toledo et al., 2021). El mayor porcentaje observado en la temporada de secas puede estar asociado a la caída de las hojas de los árboles que ocurre principalmente en esta temporada en zonas tropicales (Zhang et al., 2014), y que son arrastradas hacia los cauces por acción del viento o la escorrentía al inicio de las lluvias, generando un aumento en la materia orgánica particulada durante ese periodo (Bambi et al., 2017; Tonin et al., 2017).

La mayor concentración de clorofila bentónica observada en los arroyos de pasto y uso mixto son una respuesta a la mayor disponibilidad de luz por pérdida de cobertura vegetal y nutrientes por lixiviación (Davies et al., 2008; Lorion & Kennedy, 2009; Vázquez et al., 2011). Las menores concentraciones se reportaron en las temporadas de nortes, lo cual puede deberse a la mayor concentración de sólidos suspendidos y corriente, que pueden disminuir la biomasa de algas bentónicas durante periodos de mayor precipitación (Allan et al., 2021). Aunque no hay criterios definidos para clasificar el estado trófico de los arroyos, de acuerdo a lo sugerido por Dodds et al. (1998) los arroyos de uso mixto y de pasto podrían considerarse como eutróficos, lo cual puede tener efectos

sobre la biota acuática (Dodds, 2006); además, los niveles de clorofila medidos durante la temporada de secas superaron los valores de 100 - 200 mg m⁻², a partir de los cuales los arroyos pueden ser menos atractivos para fines recreativos y estéticos (Dodds, 2006; Suplee et al., 2009).

Basados en las medidas de dispersión como indicador de variación a lo largo de las temporadas se puede afirmar que existe una mayor estabilidad temporal en los parámetros fisicoquímicos de los arroyos asociados con bosque, lo cual ha sido reportado para otros arroyos y ríos tropicales con poca perturbación (Lewis, 1986; Lewis et al., 1986; Castillo et al., 2012), sugiriendo que las concentraciones de nutrientes y otros solutos son más estables a lo largo del año en sitios con baja presión antrópica, lo que puede estar relacionado con los cambios en las fuentes de solutos y en la hidrología (Germer et al., 2009).

Los arroyos de bosque presentaron características como menor temperatura, conductividad, pH, concentraciones de fósforo y clorofila, y mayor concentración de oxígeno disuelto y porcentaje de materia orgánica respecto a los arroyos de pasto y uso mixto, lo cual coincide con otros estudios que han reportado cambios similares (Figueiredo et al., 2010; Tanaka et al., 2016; Espinoza-Toledo et al., 2021), sugiriendo la utilidad de estas variables para detectar los efectos de los cambios antrópicos. La remoción parcial del bosque en la cuenca y en la zona ribereña observada en los arroyos de pasto y uso mixto, puede generar alteraciones en la calidad de agua, y confirma que la conservación de la

vegetación nativa tiene impactos positivos sobre la calidad de hábitat de los arroyos (Castillo et al., 2012).

Los resultados de esta investigación enfatizan la importancia de mantener una proporción alta de bosque en el área de drenaje para preservar la calidad del agua y la biodiversidad acuática (Iñiguez-Armijos et al., 2014; Jayawardana et al., 2017; de Mello et al., 2018). Cuando en una cuenca no es factible preservar grandes extensiones de bosque, se recomienda conservar al menos los bosques ribereños ya que contribuyen al buen funcionamiento de los arroyos (Iñiguez-Armijos et al., 2014; de Mello et al., 2018; Figueiredo et al., 2020). Contrario a los arroyos rodeados de bosque, los arroyos rodeados de pasto y vegetación secundaria, y con mayor proporción de agricultura y pastizal en la franja ribereña de 30 metros y a nivel de cuenca, presentan marcados cambios en la calidad del agua.

Los efectos del cambio de uso de suelo son muy heterogéneos y operan a diferentes escalas espaciales (Allan et al., 1997). Existen estudios que destacan el mayor impacto de las actividades que se desarrollan en la escala de cuenca sobre la calidad de agua (Johnson et al., 2001; Sun et al., 2013), aunque otros mencionan la importancia de la zona ribereña (Huang et al., 2020; Zhang et al., 2021). Debido a esta controversia, el presente estudio abordó los efectos de los cambios en el uso de suelo sobre la calidad del agua desde una perspectiva multi escala considerando la cuenca o área de drenaje y la zona ribereña, encontrando que ambas escalas influyen sobre la calidad del agua y la clorofila. Esto sugiere

que para promover mejoras en la calidad del agua se deben emprender acciones en ambas escalas. Para ello es indispensable tomar medidas que busquen preservar la cobertura arbórea o reforestarla ya que ha demostrado ser una herramienta importante para disminuir la degradación de la calidad del agua causado por la conversión a pastos y agricultura (Tanaka et al., 2016; de Mello et al., 2018; Zhang et al., 2020). Por otra parte, acciones a escala de la zona ribereña como conservar o restaurar los bosques ribereños pueden implementarse para evitar la erosión del suelo y disminuir la entrada de contaminantes transportados a los ríos o arroyos y el crecimiento excesivo de algas, reduciendo así los impactos del cambio de uso de suelo (Stewart et al., 2001; Li et al., 2009; Hutchins et al., 2010; Xu et al., 2021).

En conclusión, los arroyos de pasto como los de uso mixto presentaron una disminución en calidad del agua, al compararlos con los sitios de bosque y estas diferencias están relacionadas con el uso de suelo tanto a escala de cuenca como de la zona ribereña. Estos cambios pueden tener impactos para el ecosistema fluvial al alterar la composición de las comunidades acuáticas y generar procesos como eutrofización y pérdida de la biodiversidad, además de alterar los servicios ecosistémicos que proveen los arroyos. La alta tasa de deforestación en el sur de México es una problemática latente, que tiene impactos negativos en la calidad del agua de los arroyos y por ello se requiere aplicar medidas para conservar la integridad de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Alejandra Lázaro por su apoyo en el trabajo de campo y laboratorio y a los dueños de los terrenos por permitirnos el acceso a los sitios de muestreo. A El Colegio de la Frontera Sur, especialmente la unidad de Villahermosa y al CONACYT por el apoyo otorgado para la realización de este trabajo (Beca de maestría para el primer autor). Este proyecto fue financiado por el proyecto FOMIX TAB-2011-C24-166182.

REFERENCIAS

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Allan, J. D., Castillo, M. M., & K. A. Capps. 2021. *Stream ecology: Structure and function of running waters* (3rd ed.). Springer. Cham, 483 p. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>
- Allan, J. D., Erickson, D. L., & J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37 (1): 149–161. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-546.x>
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & K. R. Clarke. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & J. Retana. 2017. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change* 46 (September): 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Aryal, D. R., Geissen, V., Ponce-Mendoza, A., Ramos-Reyes, R. R., & M. Becker. 2012. Water quality under intensive banana production and extensive pastureland in tropical Mexico. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (4): 553–559. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100117>
- APHA. 2012. Standard Methods for examination of water and wastewater. Ref An Hidrol Médica. 5(2):183–190.
- Bambi, P., de Souza Rezende, R., Feio, M. J., Leite, G. F. M., Alvin, E., Quintão, J. M. B., Araújo, F., & J. F. Gonçalves Júnior. 2017. Temporal and Spatial Patterns in Inputs and Stock of Organic Matter in Savannah Streams of Central Brazil. *Ecosystems* 20 (4): 757–768. <https://doi.org/10.1007/s10021-016-0058-z>
- Bonilla-Moheno, M., & T. M. Aide. 2020. Beyond deforestation: Land cover

- transitions in Mexico. *Agricultural Systems* 178 (February 2020): 102734.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102734>
- Castillo, M. M. 2010. Land use and topography as predictors of nutrient levels in a tropical catchment. *Limnologica* 40 (4): 322–329.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.09.003>
- Castillo, M. M., Morales, H., Valencia, E., Morales, J. J., & J. J. Cruz-Motta. 2012. The effects of human land use on flow regime and water chemistry of headwater streams in the highlands of Chiapas. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 407: 09. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013035>
- Davies, P. M., Bunn, S. M., & S. Hamilton. 2008. Primary Production in Tropical Streams and Rivers. In D. Dudgeon (Ed.), *Tropical Stream Ecology* (pp: 23–42). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.3.1120>
- de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & C. A. Vettorazzi. 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena* 167: 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- de Souza, A. L. T. D., Fonseca, D. G., Libório, R. A., & M. O. Tanaka. 2013. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 298: 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>
- Deegan, L. A., Neill, C., Hauptert, C. L., Ballester, M. V. R., Krusche, A. V., Victoria, R. L., Thomas, S. M., & E. de Moor. 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry* 105 53–74. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9540-4>
- Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L., & Q. Peng. 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Science of the Total Environment* 551–552 205–216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.162>
- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51 (1 II): 671–680.
https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Dodds, W. K., Jones, J. R., & E. B. Welch. 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)
- dos Reis Oliveira, P. C., van der Geest, H. G., Kraak, M. H. S., & P. F. M. Verdonschot. 2019. Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes. *Scientific Reports* 9 19685.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-56046-1>
- Dosskey, M. G., Vidon, P., Gurwick, N. P., Allan, C. J., Duval, T. P., & R. Lowrance. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 46 (2): 261–277. <https://doi.org/10.1111/j.1752->

1688.2010.00419.x

- Driscoll, C. T. C., Whitall, D., Aber, J., Boyer, E., Castro, M., Cronan, C., Goodale, C. L., Groffman, P., Hopkinson, C., Lambert, K., Lawrence, G., & S. Ollinger. 2003. Nitrogen pollution in the northeastern United States: Sources, effects, and management options. *BioScience* 53 (4): 357–374. <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/53/4/357.short>
- Encalada, A. C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C. M., Graça, M. a. S., & M. A. S. Graca. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology* 55 :1719–1733. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x>
- Espinoza-Toledo, A., Mendoza-Carranza, M., Castillo, M. M., Barba-Macías, E., & K. A. Capps. 2021. Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment* 757 143972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143972>
- Fetscher, A. E., Howard, M. D. A., Stancheva, R., Kudela, R. M., Stein, E. D., Sutula, M. A., Busse, L. B., & R. G. Sheath. 2015. Wadeable streams as widespread sources of benthic cyanotoxins in California, USA. *Harmful Algae* 49: 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.09.002>
- Figueiredo, R. de O., Cak, A., & Markewitz, D. 2020. Agricultural impacts on hydrobiogeochemical cycling in the Amazon: Is there any solution? *Water (Switzerland)* 12 (3): 1–14. <https://doi.org/10.3390/w12030763>
- Figueiredo, R. O., Markewitz, D., Davidson, E. A., Schuler, A. E., Dos S. Watrin, O., & P. De Souza Silva. 2010. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115 (4): 1–14. <https://doi.org/10.1029/2009JG001200>
- Friendly, M. 1994. Mosaic Displays for Multi-Way Contingency Tables. *Journal of the American Statistical Association* 89 (425): 190–200. <https://doi.org/10.1080/01621459.1994.10476460>
- Geissen, V., Hernández Casasola, I., & A. Lozada Sepúlveda. 2006. Effect of open ditch draining on sediment and soil properties in cultivated areas in southeast Mexico. *Geoderma* 136 (1–2): 401–410. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.04.002>
- Germer, S., Neill, C., Vetter, T., Chaves, J., Krusche, A. V., & H. Elsenbeer. 2009. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets of small catchments in Amazonia. *Journal of Hydrology* 364 (3–4): 349–363. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.013>
- Giri, S., & Z. Qiu. 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of Environmental Management* 173: 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>
- Glendell, M., & R. E. Brazier. 2014. Accelerated export of sediment and carbon from a landscape under intensive agriculture. *Science of the Total Environment* 476: 643–656. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.057>
- Huang, W., Mao, J., Zhu, D., & Lin, C. 2020. Impacts of land use and land cover

- on water quality at multiple buffer-zone scales in a lakeside city. *Water* 12 (1): <https://doi.org/10.3390/w12010047>
- Hutchins, M. G., Johnson, A. C., Deflandre-Vlandas, A., Comber, S., Posen, P., & Boorman, D. 2010. Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: Reducing nutrient pollution or riparian shading? *Science of the Total Environment* 408 (21): 5065–5077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.033>
- INEGI. 2017. Anuario estadístico y geográfico de Tabasco 2017. *Instituto Nacional de Estadística y Geografía* 440. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825095123>
- Iñiguez-Armijos, C., Hampel, H., & L. Breuer. 2018. Land-use effects on structural and functional composition of benthic and leaf-associated macroinvertebrates in four Andean streams. *Aquatic Ecology* 52 (1): 77–92. <https://doi.org/10.1007/s10452-017-9646-z>
- Iñiguez-Armijos, C., Leiva, A., Frede, H. G., Hampel, H., & L. Breuer. 2014. Deforestation and benthic indicators: How much vegetation cover is needed to sustain healthy Andean streams? *PLoS ONE* 9 (8): 1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105869>
- Jarvie, H. P., Smith, D. R., Norton, L. R., Edwards, F. K., Bowes, M. J., King, S. M., Scarlett, P., Davies, S., Dils, R. M., & N. Bachiller-Jareno. 2018. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Science of the Total Environment* 621: 849–862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.128>
- Jayawardana, J. M. C. K., Gunawardana, W. D. T. M., Udayakumara, E. P. N., & M. Westbrooke. 2017. Land use impacts on river health of Uma Oya, Sri Lanka: implications of spatial scales. *Environmental Monitoring and Assessment* 189 (4): 192. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5863-0>
- Johnson, G. D., Myers, W. L., & G. P. Patil. 2001. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (4): 821–835. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05515.x>
- Jujnovsky, J., Almeida-Leñero, L., Bojorge-García, M., Monges, Y. L., Cantoral-Uriza, E., & M. Mazari-Hiriart. 2010. Hydrologic ecosystem services: water quality and quantity in the Magdalena River, Mexico City. *Hidrobiológica* 20 (2): 113–126.
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R., & H. Laudon. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 334: 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033>
- Lake, P. S. 2007. Flowing Waters in the Landscape. In D. B. Lindenmayer & R. J. Hobbs (Eds.), *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles* (pp: 445–457). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470692400>

- Lei, C., Wagner, P. D., & N. Fohrer. 2021. Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment. *Ecological Indicators* 120: 106940. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106940>
- Lewis, W. M. 1986. Nitrogen and phosphorus runoff losses from a nutrient-poor tropical moist forest. *Ecology* 67 (5): 1275–1282.
- Lewis, W. M. J., Saunders, J. F. I., Levine, S. N., & F. H. Weibezahn. 1986. Organic carbon in the Caura River, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 31 (3): 653–656. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.3.0653>
- Li, S., Gu, S., Tan, X., & Zhang, Q. 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials* 165 (1–3): 317–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.123>
- Lorion, C. M., & B. P. Kennedy. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology* 54: 165–180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x>
- Macedo, M. N., Coe, M. T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P. M., Neill, C., & W. S. Walker. 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368: (1619):. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0153>
- Mendoza-Ponce, A., Corona-Núñez, R. O., Galicia, L., & F. Kraxner. 2019. Identifying hotspots of land use cover change under socioeconomic and climate change scenarios in Mexico. *Ambio* 48 (4): 336–349. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1085-0>
- Neill, C., Deegan, L. A., Thomas, S. M., & C. C. Cerri. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecological Applications* 11 (6): 1817–1828. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1817:DFPANA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1817:DFPANA]2.0.CO;2)
- Neill, C., Piccolo, M. C., Cerri, C. C., Steudler, P. A., & J. M. Melillo. 2006. Soil solution nitrogen losses during clearing of lowland Amazon forest for pasture. *Plant and Soil* 281 (1–2): 233–245. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-4435-1>
- Nusch, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. *Ergeb Limnol.* 14; 14–36
- Ponette-González, A. G., Brauman, K. A., Marín-Spiotta, E., Farley, K. A., Weathers, K. C., Young, K. R., & L. M. Curran. 2015. Managing water services in tropical regions: From land cover proxies to hydrologic fluxes. *Ambio* 44 (5): 367–375. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0578-8>
- Randhir, T. O., & Ekness, P. 2013. Water quality change and habitat potential in riparian ecosystems. *Ecohydrology and Hydrobiology* 13 (3): 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2013.09.001>
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>

- Rodríguez-Romero, A. J., Rico-Sánchez, A. E., Mendoza-Martínez, E., Gómez-Ruiz, A., Sedeño-Díaz, J. E., & E. López-López. 2018. Impact of changes of land use on water quality, from tropical forest to anthropogenic occupation: A multivariate approach. *Water* 10 (11): 1518. <https://doi.org/10.3390/w10111518>
- Roldán Pérez, G., & J. J. Ramírez Restrepo. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical* (2nd ed.). Editorial Universidad de Antioquia. <https://doi.org/10.1167/iov:15-17290>
- Roth, N. E., Allan, J. D., & D. L. Erickson. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11 (3): 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>
- Salazar Conde, E. C., Zavala, Cruz, J., Castillo Acosta, O., & R. Cámara Artigas. 2004. Evaluación espacial y temporal de la vegetación de la Sierra Madrigal , Tabasco , México (1973-2003). *Investigaciones Geográficas* 54 :7–23.
- Sciera, K. L., Smink, J. A., Morse, J. C., Post, C. J., Pike, J. W., English, W. R., Karanfil, T., Hayes, J. C., Schlautman, M. A., & S. J. Klaine. 2008. Impacts of land disturbance on aquatic ecosystem health: Quantifying the cascade of events. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4 (4): 431–442. https://doi.org/10.1897/IEAM_2008-015.1
- Seymour, F., & Harris, N. L. 2019. Reducing tropical deforestation. *Science* 365 (6455): 756–757. <https://doi.org/10.1126/science.aax8546>
- Shen, Z., Hou, X., Li, W., Aini, G., Chen, L., & Y. Gong. 2015. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. *Ecological Indicators* 48: 417–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.019>
- Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P., & G. Xu. 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *Catena* 151: 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- Shilla, D. J., & D. A. Shilla. 2011. The effects of catchment land use on water quality and macroinvertebrate assemblages in Otara Creek, New Zealand. *Chemistry and Ecology* 27 (5): 445–460. <https://doi.org/10.1080/02757540.2011.575374>
- Song, Y., Song, X., Shao, G., & T. Hu. 2020. Effects of Land Use on Stream Water Quality in the Rapidly Urbanized Areas: A Multiscale Analysis. *Water* 12 (4): 1123.
- Sponseller, R. A., Benfield, E. F., & H. M. Valett. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46 (10): 1409–1424. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x>
- Stewart, J. S., Wang, L., Lyons, J., Horwath, J. A., & R. Bannerman. 2001. Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (6): 1475–1487. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03654.x>

- Studinski, J. M., Hartman, K. J., Niles, J. M., & P. Keyser. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia* 686 (1): 107–117. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1002-7>
- Su, W. C., Ahern, J. F., & C. Y. Chang. 2016. Why should we pay attention to “inconsistent” land uses? A viewpoint on water quality. *Landscape and Ecological Engineering* 12: 247–254. <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0293-7>
- Sun, R., Wang, Z., Chen, L., & W. Wang. 2013. Assessment of surface water quality at large watershed scale: Land-use, anthropogenic, and administrative impacts. *Journal of the American Water Resources Association* 49 (4): 741–752. <https://doi.org/10.1111/jawr.12033>
- Suplee, M. W., Watson, V., Teply, M., & H. McKee. 2009. How green is too green? Public opinion of what constitutes undesirable algae levels in streams. *Journal of the American Water Resources Association* 45 (1): 123–140. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00265.x>
- Sweeney, B. W., & J. D. Newbold. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association* 50 :560–584. <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>
- Tanaka, M. O., de Souza, A. L. T., Moschini, L. E., & A. K. de Oliveira. 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 216: 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>
- Taniwaki, R. H., Cassiano, C. C., Fransozi, A. A., Vásquez, K. V., Posada, R. G., Velásquez, G. V., & S. F. B. Ferraz. 2019. Effects of land-use changes on structural characteristics of tropical high-altitude Andean headwater streams. *Limnologica* 74 (August 2018): 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.10.002>
- Tonin, A. M., Gonçalves, J. F., Bambi, P., Couceiro, S. R. M., Feitoza, L. A. M., Fontana, L. E., Hamada, N., Hepp, L. U., Lezan-Kowalczyk, V. G., Leite, G. F. M., Lemes-Silva, A. L., Lisboa, L. K., Loureiro, R. C., Martins, R. T., Medeiros, A. O., Morais, P. B., Moretto, Y., Oliveria, P. C. A., Pereira, E. B., ... Boyero, L. 2017. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: Precipitation is a major control across tropical biomes. *Scientific Reports* 7 (1): 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10576-8>
- Vázquez, G., Aké-Castillo, J. A., & M. E. Favila. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* 667 :173–189. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0633-4>
- Vidon, P., Campbell, M. A., & Gray, M. 2008. Unrestricted cattle access to streams and water quality in till landscape of the Midwest. *Agricultural Water Management* 95 (3): 322–330. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2007.10.017>

- Wild, R., Gücker, B., & M. Brauns. 2019. Agricultural land use alters temporal dynamics and the composition of organic matter in temperate headwater streams. *Freshwater Science* 38 (3): 566–581. <https://doi.org/10.1086/704828>
- Williams, M. R., & J. M. Melack. 1997. Solute export from forested and partially deforested catchments in the central amazon. *Biogeochemistry* 38 (1): 67–102. <https://doi.org/10.1023/A:1005774431820>
- Xu, H., Cai, C., Du, H., & Y. Guo. 2021. Responses of water quality to land use in riparian buffers: a case study of Huangpu River, China. *GeoJournal* 86:1657–1669. <https://doi.org/10.1007/s10708-020-10150-2>
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & S. Liu. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity* 20 :240–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>
- Zhang, J., Li, S., & C. Jiang. 2020. Effects of land use on water quality in a River Basin (Daning) of the Three Gorges Reservoir Area, China: Watershed versus riparian zone. *Ecological Indicators* 113 106226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106226>
- Zhang, Z., Zhang, F., Du, J., Chen, D., & W. Zhang. 2021. Impacts of land use at multiple buffer scales on seasonal water quality in a reticular river network area. *PLOS ONE* 16: e0244606. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0244606>

TABLAS

Tabla 1. Descripción física de los arroyos pertenecientes a las subcuencas de los ríos Teapa, Pichucalco y Puyacatengo. Se presentan promedios y desviación estándar.

Arroyo	Coordenadas del punto de muestreo	Área de drenaje (km ²)	Orden	Altitud de punto de muestreo (m)	Ancho del cauce (m)	Profundidad (cm)
Bosque						
Chiapaneco	17.380948° -93.023788°	5.1	3	279	6.6±3.8	20.3±11
La Mina	17.352004° -93.008523°	10.3	3	311	7.7±4	32±15.9
Pasto						
Rio Blanco	17.420239° -93.105306°	19.5	4	138	12.3±4.6	42.8±16.1
Mogoshpa	17.503921° -92.908006°	14.6	4	117	13±5.7	27.7±14.4
Ogoiba	17.517926° -92.932255°	22.8	4	97	14.1±6.9	23.1±11.1
Mixto						
San Pedro	17.449181° -93.168150°	17.2	4	108	21.2±11.9	22.1±11.7
Camaloa	17.483277° -93.116042°	6.4	3	47	8.1±4.1	18.4±9.6
Villareal	17.424913° -93.132317°	10.2	3	100	9.1±4.6	20±9.3

Tabla 2. Variables de calidad del agua y concentración de clorofila *a* de los arroyos estudiados. Se presentan promedio y desviación estándar para cada categoría de uso de suelo y temporada.

	Bosque			Mixto			Pastizal		
	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes
Temperatura (°C)	21.13 ± 1.38	24.29 ± 0.68	20.38 ± 1.7	23.82 ± 1.2	25.74 ± 1.68	22.76 ± 2.47	24.2 ± 1.23	26.01 ± 1.54	22.64 ± 1.51
pH	8.3 ± 0.12	8.33 ± 0.15	8.13 ± 0.13	8.55 ± 0.06	8.5 ± 0.19	8.36 ± 0.14	8.67 ± 0.19	8.65 ± 0.16	8.31 ± 0.24
Conductividad (µS cm ⁻¹)	157.28 ± 22.19	159.4 ± 28.37	124.79 ± 26.12	356.48 ± 214.14	328.56 ± 107.69	282.81 ± 102.3	267.11 ± 200.95	238.64 ± 121.55	172.22 ± 72.1
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	8.82 ± 0.31	8.08 ± 0.3	8.44 ± 0.18	8.18 ± 0.96	7.96 ± 0.38	8.1 ± 0.36	7.97 ± 1.11	8.16 ± 0.36	8.21 ± 0.18
Saturación de oxígeno (%)	99.19 ± 4.07	96.52 ± 2.71	93.63 ± 3.79	96.98 ± 11.85	97.68 ± 4.5	94.24 ± 2.87	95.2 ± 13.84	100.76 ± 4.21	87.87 ± 24.17
SRP (µg L ⁻¹)	17.21 ± 5.53	14.79 ± 3.73	23.52 ± 12.17	43.68 ± 40.15	30.12 ± 20.85	27.15 ± 10.67	39.1 ± 29.32	24.27 ± 16.95	28.74 ± 7.57
Fósforo total (µg L ⁻¹)	27.76 ± 10.86	19.18 ± 5.27	81.27 ± 104.25	429.66 ± 779.88	76.07 ± 133.46	117.2 ± 138.6	175.05 ± 269.25	30.19 ± 17.05	66.31 ± 73.18
Nitratos (µg L ⁻¹)	191.98 ± 81.61	106.11 ± 49.74	171.29 ± 40.86	192.76 ± 110.15	147.87 ± 79.92	214.36 ± 78.13	222.68 ± 156.36	98.34 ± 63.15	197.57 ± 59.35
SST (mg L ⁻¹)	4.04 ± 6.78	3.23 ± 2.59	100.16 ± 186.62	2.63 ± 1.75	49.8 ± 126.77	385.96 ± 1040.9	2.44 ± 2.68	6.08 ± 6.15	94.63 ± 192.37
Materia orgánica (%)	36.82 ± 22.22	40.9 ± 27.39	26.69 ± 11.52	21.43 ± 14.19	16.95 ± 13.66	9.03 ± 4.68	18.68 ± 10.6	24.51 ± 15.58	11.22 ± 8.6
Clorofila <i>a</i> (mg m ⁻²)	22.81 ± 21.45	53.59 ± 46.63	17.61 ± 29.7	238.64 ± 425.72	171.78 ± 251.48	21.82 ± 32.98	88.17 ± 136.78	134.32 ± 160.09	5.18 ± 10.15

Notas: SRP, fósforo soluble reactivo; SST, sólidos suspendidos totales

LISTADO DE PIES DE FIGURA

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo y sus áreas de drenaje.

Figura 2. Gráfico de mosaico de usos de suelo a nivel de cuenca y franja ribereña de 30 metros. AC- Arroyo Chiapaneco, LM - La Mina, RB – Río Blanco, OG – Ogoiba, MO – Mogoshpa, SP – San Pedro, CA – Camaloa, VI – Villareal, B - Bosque, V – Vegetación secundaria A– Acahual Herbáceo, P – Pasto, G – Agricultura – H – Asentamiento Humano.

Figura 3. Análisis de componentes principales por (a) categorías de uso de suelo Bosque, Mixto y Pasto y por (b) época (Lluvias, nortes y secas). Temp = Temperatura, Conduc=Conductividad, ODcon, concentración de oxígeno disuelto, OD= porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, PT= Fosforo total, NO3=Nitratos, SRP= Fosforo soluble reactivo, SST=Solidos suspendidos totales, Chl a = Clorofila a, MO% = Porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos totales.

Figura 4. Análisis Canónico de Coordenadas Principales (CAP) de centroides de los arroyos calculados a lo largo de muestras periódicas. Las variables predictoras de uso de suelo se correlacionan con los centroides de los arroyos, las cuales se muestran como vectores. Las variables correlacionadas AG = Agricultura escala cuenca, B = Bosque cuenca, VS = Vegetación secundaria. P30 = Pasto en la franja ribereña de 30 metros, VS30 = Vegetación secundaria en la franja de 30 metros. El círculo indica el valor máximo del coeficiente para cada vector dado.

FIGURAS

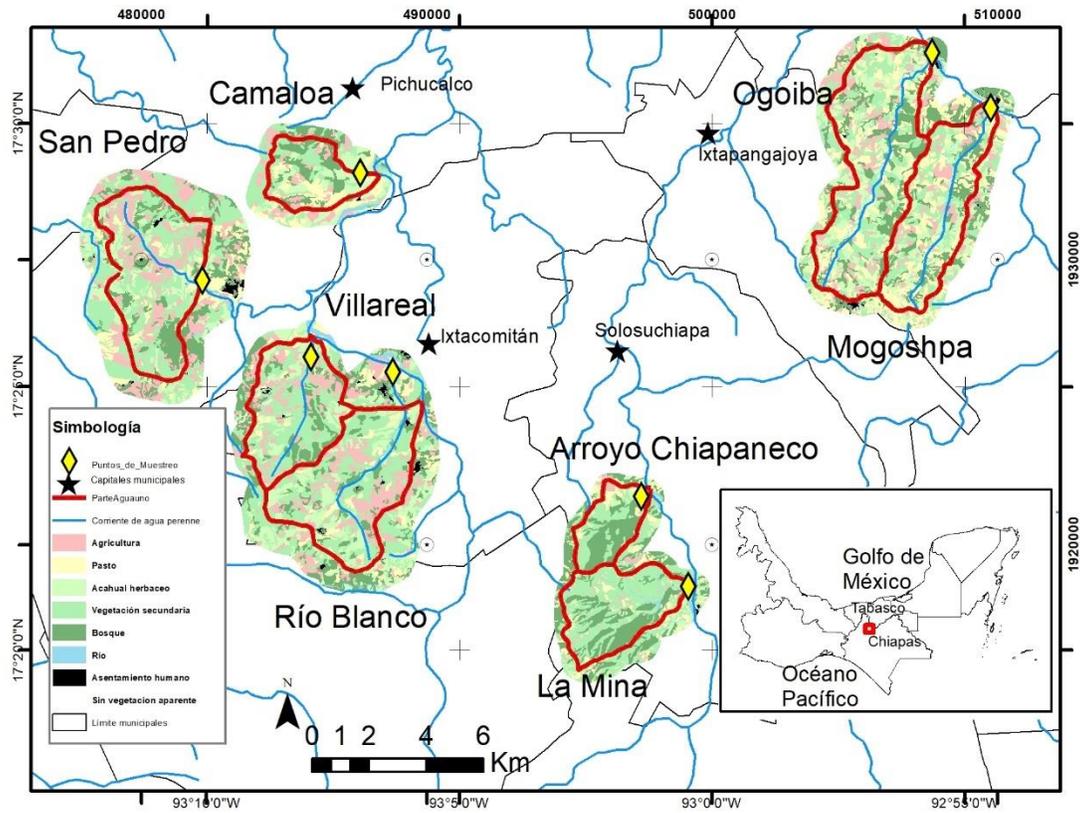


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo y sus áreas de drenaje.

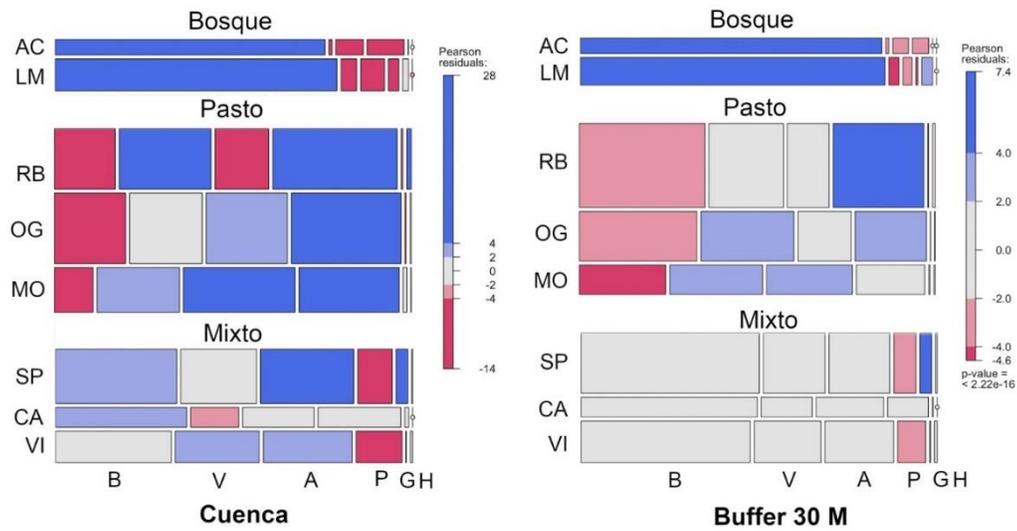


Figura 2. Gráfico de mosaico de usos de suelo a nivel de cuenca y franja ribereña de 30 metros. AC- Arroyo Chiapaneco, LM - La Mina, RB – Río Blanco, OG – Ogoiba, MO – Mogoshpa, SP – San Pedro, CA – Camaloa, VI – Villareal, B - Bosque, V – Vegetación secundaria A– Acahual Herbáceo, P – Pasto, G – Agricultura – H – Asentamiento Humano.

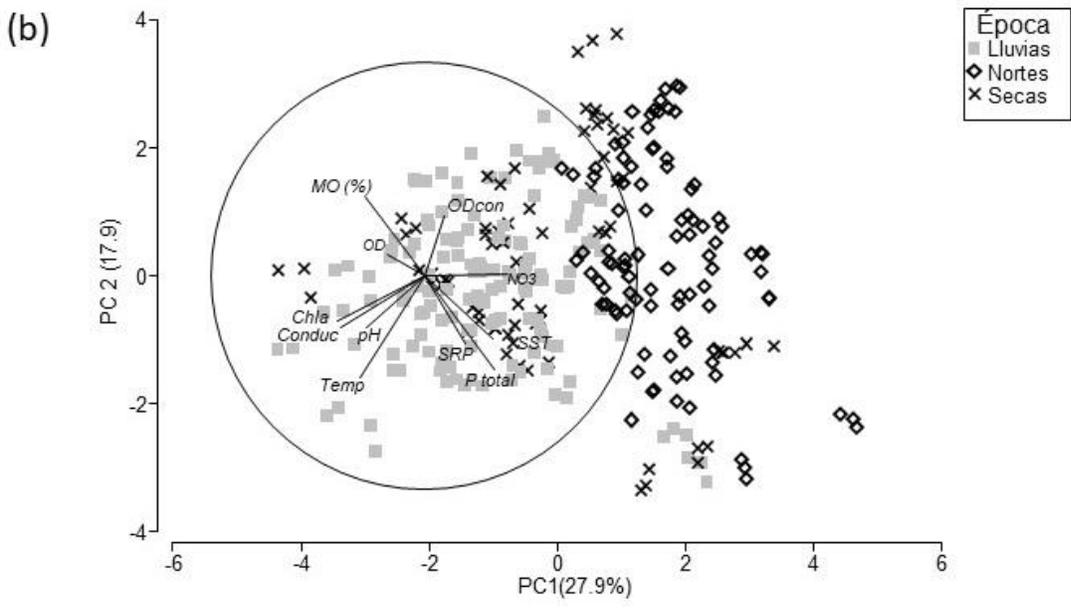
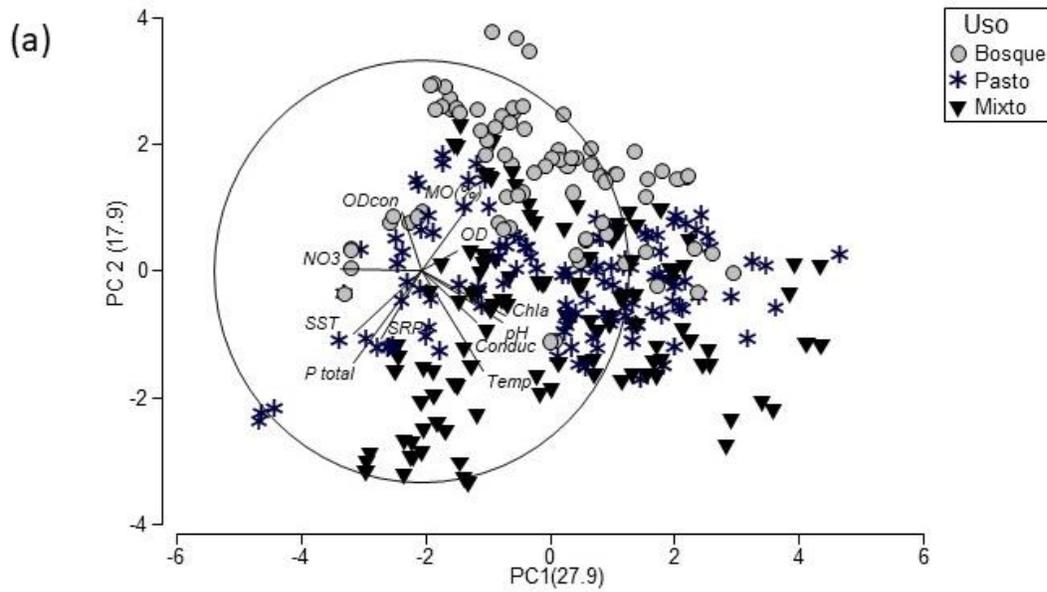


Figura 3. Análisis de componentes principales por (a) categorías de uso de suelo Bosque, Mixto y Pasto y por (b) época (Lluvias, nortes y secas). Temp = Temperatura, Conduc=Conductividad, ODcon, concentración de oxígeno disuelto, OD= porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, PT= Fosforo total, NO3=Nitratos, SRP= Fosforo soluble reactivo, SST=Solidos suspendidos totales, Chl a = Clorofila a, MO% = Porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos totales.

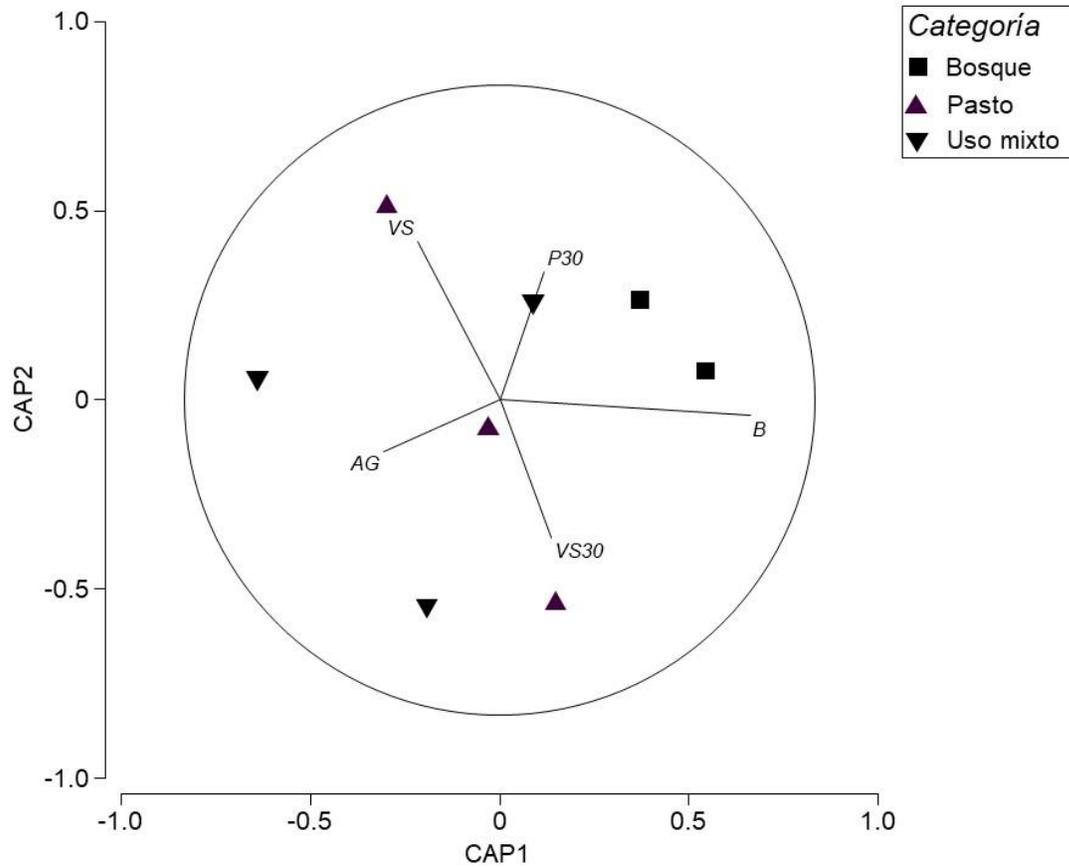


Figura 4. Análisis Canónico de Coordenadas Principales (CAP) de centroides de los arroyos calculados a lo largo de muestras periódicas. Las variables predictoras de uso de suelo se correlacionan con los centroides de los arroyos, las cuales se muestran como vectores. Las variables correlacionadas AG = Agricultura escala cuenca, B = Bosque cuenca, VS = Vegetación secundaria. P30 = Pasto en la franja ribereña de 30 metros, VS30 = Vegetación secundaria en la franja de 30 metros. El círculo indica el valor máximo del coeficiente para cada vector dado.

Capítulo 3. Conclusiones

El análisis de las variables de calidad del agua denota una diferencia entre los arroyos de bosque en contraste con los arroyos más perturbados en los cuales predomina el pasto y el uso mixto. Los arroyos de bosque presentaron menor temperatura, pH, conductividad, fósforo soluble reactivo, fósforo total y clorofila, además de mayor concentración de oxígeno disuelto y porcentaje de materia orgánica en los sólidos suspendidos; en comparación con los arroyos de pasto y uso mixto.

Las variables de calidad de agua se relacionan con la cobertura de bosque, vegetación secundaria y agricultura a escala de cuenca, además de la vegetación secundaria y el pasto a escala de la zona ribereña y, por lo tanto, el uso de suelo a ambas escalas influye sobre la calidad de agua.

La dispersión como una medida de la variabilidad temporal fue más baja en los sitios de bosque que en los demás arroyos, lo cual es probablemente relacionado con los cambios en las fuentes de solutos y en la hidrología, las cuales son más variables en áreas con mayor presión antrópica.

La importancia de esta investigación radica mostrar como la cobertura arbórea preserva la integridad física de los ecosistemas fluviales, por lo que es indispensable la conservación de las áreas de bosque en los ríos y arroyos, además de implementar la reforestación de las zonas que han presentado una conversión hacia sistema agrícolas o de pasto, e implementar mecanismos sociales y gubernamentales para el manejo de cuencas tomando en consideración la perspectiva de las diferentes escalas, desde el área de drenaje hasta la zona ribereña.

Literatura citada

- Allan JD. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* 35:257–284.
doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.
- Allan JD, Castillo MM, Capps KA. 2021. *Stream ecology: Structure and function of running waters.* 3a ed. Cham: Springer.
- Aneseyee AB, Elias E, Soromessa T, Feyisa GL. 2020. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. *Sci Total Environ.* 728:138776. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138776.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>.
- Bernhardt ES, Heffernan JB, Grimm NB, Stanley EH, Harvey JW, Arroita M, Appling AP, Cohen MJ, McDowell WH, Hall RO, et al. 2018. The metabolic regimes of flowing waters. *Limnol Oceanogr.* 63:S99–S118. doi:10.1002/lno.10726.
- Bertaso TRN, Spies MR, Kotzian CB, Flores MLT. 2015. Effects of forest conversion on the assemblages' structure of aquatic insects in subtropical regions. *Rev Bras Entomol.* 59:43–49. doi:10.1016/j.rbe.2015.02.005.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rbe.2015.02.005>.
- Bonilla-Moheno M, Aide TM. 2020. Beyond deforestation: Land cover transitions in Mexico. *Agric Syst.* 178:102734. doi:10.1016/j.agsy.2019.102734.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102734>.
- Boyero L, Ramírez A, Dudgeon D, Pearson RG. 2009. Are tropical streams really different? *J North Am Benthol Soc.* 28(2):397–403. doi:10.1899/08-146.1.
- Bradshaw CJA, Giam X, Sodhi NS. 2010. Evaluating the relative environmental impact of countries. *PLoS One.* 5(5):e10440. doi:10.1371/journal.pone.0010440.
- Brion G, Brye KR, Haggard BE, West C, Brahana JV. 2011. Land-use effects on water quality of a first-order stream in the Ozark Highlands, Mid-Southern United States. *River Res Appl.* 27(6):772–790. doi:10.1002/rra.
- Capps KA, Bentsen CN, Ramírez A. 2016. Poverty, urbanization, and environmental degradation: Urban streams in the developing world. *Freshw Sci.* 35(1):429–435. doi:10.1086/684945.
- Castillo MM. 2010. Land use and topography as predictors of nutrient levels in a

tropical catchment. *Limnologica*. 40(4):322–329. doi:10.1016/j.limno.2009.09.003.

Collins AL, Zhang Y. 2016. Exceedance of modern “background” fine-grained sediment delivery to rivers due to current agricultural land use and uptake of water pollution mitigation options across England and Wales. *Environ Sci Policy*. 61:61–73. doi:10.1016/j.envsci.2016.03.017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2016.03.017>.

Conley DJ, Paerl HW, Howarth RW, Boesch DF, Seitzinger SP, Havens KE, Lancelot C, Likens GE. 2009. Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* (80-). 323(5917):1014–1015. doi:10.1038/144305a0.

Corkum LD. 1996. Responses of chlorophyll-a, organic matter, and macroinvertebrates to nutrient additions in rivers flowing through agricultural and forested land. *Arch für Hydrobiol*. 136(3):391–411.

Correll D, Weller D. 1997. Nitrogen input-output budgets for forests in the Chesapeake Bay watershed. En: Baker JE, editor. *Atmospheric Deposition of Contaminants to the Great Lakes and Coastal Waters*. Pensacola, Florida: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). p. 431–442.

Cotler H, Caire G. 2009. *Lecciones aprendidas del manejo de cuencas en México*. México D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Cullen P. 2007. *Water in the Landscape: The Coupling of Aquatic Ecosystems and their Catchments*. En: Lindenmayer DB, Hobbs RJ, editores. *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Oxford, UK.: Blackwell Publishing Ltd. p. 458–472.

Deegan LA, Neill C, Hauptert CL, Ballester MVR, Krusche A V., Victoria RL, Thomas SM, de Moor E. 2011. Amazon deforestation alters small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to larger rivers. *Biogeochemistry*. 105:53–74. doi:10.1007/s10533-010-9540-4.

Díaz-Pascacio E, Ortega-Argueta A, Castillo-Uzcanga MM, Ramírez-Marcial N. 2018. Influence of land use on the riparian zone condition along an urban-rural gradient on the Sabinal River, Mexico. *Bot Sci*. 96(2):180–199. doi:10.17129/botsci.1858.

Dodds WK. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol Oceanogr*. 51(1, part 2):671–680. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.

Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *J Am Water Resour Assoc.* 46(2):261–277. doi:10.1111/j.1752-1688.2010.00419.x.

Driscoll CT, Whittall D, Aber J, Boyer E, Castro M, Cronan C, Goodale CL, Groffman P, Hopkinson C, Lambert K, et al. 2003. Nitrogen pollution in the northeastern United States: sources, effects, and management options. *Bioscience.* 53(4):357–374. <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/53/4/357.short>.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, et al. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev Camb Philos Soc.* 81(2006):163–82. doi:10.1017/S1464793105006950.

Encalada AC, Calles J, Ferreira V, Canhoto CM, Graça MAS. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshw Biol.* 55(8):1719–1733. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02406.x.

Feld CK. 2013. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: Implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshw Biol.* 58(4):715–729. doi:10.1111/fwb.12077.

Frissell CA, Liss WJ, Warren CE, Hurley MD. 1986. A Hierarchical Framework Stream Habitat Classification: Viewing streams in a watershed context. *Environ Manage.* 10:199–214.

Giri S, Qiu Z. 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *J Environ Manage.* 173:41–48. doi:10.1016/j.jenvman.2016.02.029. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>.

Gordon ND, McMahon TA, Fynlayson BL, Gippel CJ, Nathan RJ. 2004. *Stream Hydrology An Introduction for Ecologists.* 2a ed. Chichester: John Wiley & Sons LTD.

Graesser J, Aide TM, Grau HR, Ramankutty N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environ Res Lett.* 10:034017. doi:10.1088/1748-9326/10/3/034017. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>.

Hauer FR, Hill WR. 2007. Temperature, Light and Oxygen. En: Hauer FR, Lamberti

GA, editores. *Methods in stream ecology*. 2a ed. Burlington: Elsevier Inc. p. 103–118.

Izagirre O, Serra A, Guasch H, Elosegi A. 2009. Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Sci Total Environ*. 407(21):5694–5700. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.049>.

Jones KB, Neale AC, Nash MS, Van Remortel RD, Wickham JD, Riitters KH, O’Neill R V. 2001. Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region. *Landscape Ecol*. 16:301–312. doi:10.1023/A:1011175013278.

Jordan TE, Correll DL, Weller DE. 1997. Effects of Agriculture on Discharges of Nutrients from Coastal Plain Watersheds of Chesapeake Bay. *J Environ Qual*. 26(3):836–848. doi:10.2134/jeq1997.00472425002600030034x.

Jordan TE, Weller DE, Pelc CE. 2018. Effects of Local Watershed Land Use on Water Quality in Mid-Atlantic Coastal Bays and Subestuaries of the Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*. 41(2018):38–53. doi:10.1007/s12237-017-0303-5.

Kiffer Jr WP, Giuberti TZ, Serpa K V., Mendes F, Moretti MS. 2018. Do changes in riparian zones affect periphyton growth and invertebrate colonization on rocky substrates in Atlantic Forest streams? *Iheringia Ser Zool*. 108:1–10. doi:10.1590/1678-4766e2018014.

Kolb M, Galicia L. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *Geogr J*. 178(2):147–161. doi:10.1111/j.1475-4959.2011.00431.x.

Lake PS. 2007. *Flowing Waters in the Landscape*. En: Lindenmayer DB, Hobbs RJ, editores. *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Oxford, UK.: Blackwell Publishing Ltd. p. 445–457.

Larsen S, Pace G, Ormerod SJ. 2011. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Res Appl*. 27(2):257–267. doi:10.1002/rra.

Laurance WF, Sayer J, Cassman KG. 2014. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends Ecol Evol*. 29(2):107–116. doi:10.1016/j.tree.2013.12.001. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>.

Lorion CM, Kennedy BP. 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshw Biol.* 54(1):165–180. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x.

Martínez ML, Pérez-Maqueo O, Vázquez G, Castillo-Campos G, García-Franco J, Mehlreter K, Equihua M, Landgrave R, Martinez ML, Perez-Maqueo O, et al. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *For Ecol Manage.* 258:1856–1863. doi:10.1016/j.foreco.2009.02.023.

Mas JF, Velázquez A, Díaz-Gallegos JR, Mayorga-Saucedo R, Alcántara C, Bocco G, Castro R, Fernández T, Pérez-Vega A. 2004. Assessing land use/cover changes: A nationwide multirate spatial database for Mexico. *Int J Appl Earth Obs Geoinf.* 5(4):249–261. doi:10.1016/j.jag.2004.06.002.

de Mello K, Valente RA, Randhir TO, dos Santos ACA, Vettorazzi CA. 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena.* 167:130–138. doi:10.1016/j.catena.2018.04.027. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>.

Miserendino ML, Casaux R, Archangelsky M, Di Prinzio CY, Brand C, Kutschker AM. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Sci Total Environ.* 409(3):612–624. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.10.034. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.10.034>.

Moreno-Jiménez V, Gama-Campillo LM, Romero-García A, Ochoa-Gaona S, Contreras-Sánchez WM, Jiménez-Pérez NDC, Mata-Zayas EE. 2019. Características del paisaje y su relación con la diversidad y estructura de la vegetación ribereña del sureste de México. *Acta Bot Mex.*(126):e1487. doi:10.21829/abm126.2019.1487.

Neill C, Deegan LA, Thomas SM, Cerri CC. 2001. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecol Appl.* 11(6):1817–1828. doi:10.1890/1051-0761(2001)011[1817:DFPANA]2.0.CO;2.

Neill C, Piccolo MC, Cerri CC, Steudler PA, Melillo JM, Brito M. 1997. Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation for pasture

across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia*. 110:243–252. doi:10.1007/s004420050157.

Ortega-Pieck A, Fremier AK, Orr CH. 2017. Agricultural influences on the magnitude of stream metabolism in humid tropical headwater streams. *Hydrobiologia*. 799(1):49–64. doi:10.1007/s10750-017-3204-5.

Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshw Biol*. 29(2):243–258. doi:10.1016/0006-3207(95)90078-0.

Peterjohn WT, Correll DL. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of riparian forest. *Ecology*. 65(5):1466–1475. doi:10.2307/1939127.

Robinson CA, Ghaffarzadeh M, Cruse RM. 1996. Vegetative filter strip effects on sediment concentration in cropland runoff. *J Soil Water Conserv*. 50(3):227–230.

Roldán Pérez G, Ramírez Restrepo JJ. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*. 2a ed. Medellín (Colombia): Editorial Universidad de Antioquia.

Roth NE, Allan JD, Erickson DL. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landsc Ecol*. 11(3):141–156. doi:10.1007/BF02447513.

von Schiller D, Acuña V, Aristi I, Arroita M, Basaguren A, Bellin A, Boyero L, Butturini A, Ginebreda A, Kalogianni E, et al. 2017. River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. *Sci Total Environ*. 596–597:465–480. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.04.081. [consultado 2019 jul 11]. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969717309191>.

Shilla DJ, Shilla DA. 2011. The effects of catchment land use on water quality and macroinvertebrate assemblages in Otara Creek, New Zealand. *Chem Ecol*. 27(5):445–460. doi:10.1080/02757540.2011.575374.

Sliva L, Dudley Williams D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res*. 35(14):3462–3472. doi:10.1016/S0043-1354(01)00062-8.

Sponseller RA, Benfield EF, Valett HM. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshw Biol*. 46(10):1409–

1424. doi:10.1046/j.1365-2427.2001.00758.x.

Studinski JM, Hartman KJ, Niles JM, Keyser P. 2012. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. *Hydrobiologia*. 686(1):107–117. doi:10.1007/s10750-012-1002-7.

Tanaka MO, de Souza ALT, Moschini LE, de Oliveira AK. 2016. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. *Agric Ecosyst Environ*. 216:333–339.

doi:10.1016/j.agee.2015.10.016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>.

Taniwaki RH, Cassiano CC, Fransozi AA, Vásquez K V., Posada RG, Velásquez G V., Ferraz SFB. 2019. Effects of land-use changes on structural characteristics of tropical high-altitude Andean headwater streams. *Limnologica*. 74:1–7.

doi:10.1016/j.limno.2018.10.002. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.10.002>.

UNESCO. 2011. Sediment Issues & Sediment Management in Large River Basins Interim Case Study Synthesis Report. Beijing.

Urrea-Clos G, García-Berthou E, Sabater S. 2014. Factors explaining the patterns of benthic chlorophyll-a distribution in a large agricultural Iberian watershed (Guadiana river). *Ecol Indic*. 36:463–469. doi:10.1016/j.ecolind.2013.09.007.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.007>.

Valentin C, Agus F, Alamban R, Boosaner A, Bricquet JP, Chaplot V, de Guzman T, de Rouw A, Janeau JL, Orange D, et al. 2008. Runoff and sediment losses from 27 upland catchments in Southeast Asia: Impact of rapid land use changes and conservation practices. *Agric Ecosyst Environ*. 128(4):225–238.

doi:10.1016/j.agee.2008.06.004.

Vázquez G, Aké-Castillo JA, Favila ME. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*. 667:173–189. doi:10.1007/s10750-011-0633-4.

Wang L, Lyons J, Kanehl P, Gatti R. 1997. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. *Fisheries*. 22(6):6–12. doi:10.1577/1548-8446(1997)022<0006.

Wang R, Xu T, Yu L, Zhu J, Li X. 2013. Effects of land use types on surface water quality across an anthropogenic disturbance gradient in the upper reach of the Hun

River, Northeast China. *Environ Monit Assess.* 185:4141–4151. doi:10.1007/s10661-012-2856-x.

Wear DN, Turner MG, Naiman RJ. 1998. Land cover along an urban-rural gradient: Implications for water quality. *Ecol Appl.* 8(3):619–630. doi:10.1890/1051-0761(1998)008[0619:LCAAUR]2.0.CO;2.

Xu H, Cai C, Du H, Guo Y. 2020. Responses of water quality to land use in riparian buffers: a case study of Huangpu River, China. *GeoJournal.* doi:10.1007/s10708-020-10150-2. <https://doi.org/10.1007/s10708-020-10150-2>.