

Variación espacio-temporal de la ictiofauna de un río temporal, en el sur del Pacífico mexicano

Dariana Aguilar Toledo¹ , Alexis Fanuel Velasco-Ortiz¹ , Ernesto Velázquez-Velázquez² , José Reyes Díaz-Gallegos¹ , Arkady Uscanga-Martínez¹ , Francisco Javier López-Rasgado* 

(1) Centro de Investigaciones Costeras. Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Juan José Calzada S/N, C.P. 30500. Tonalá, Chiapas, México.

(2) Museo de Zoología, Instituto de Ciencias Biológicas. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Libramiento Norte Poniente S/N, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.

* Autor de correspondencia / Corresponding author: F. J. López-Rasgado [dgsfrank@gmail.com]

> Recibido / Received: 10/12/2025 – Aceptado / Accepted: 01/06/2026

Cómo citar / How to cite: Aguilar Toledo, D., Velasco Ortiz, A. F., Velázquez Velázquez, E., Díaz Gallegos, J. R., Uscanga Martínez, A., & López Rasgado, F. J. (2026). Variación espacio-temporal de la ictiofauna de un río temporal, en el sur del Pacífico mexicano. *Ecosistemas* 35(3): 3142. <https://doi.org/10.7818/ECOS.3142>

Variación espacio-temporal de la ictiofauna de un río temporal, en el sur del Pacífico mexicano

Resumen: La Planicie Costera del sur del Pacífico mexicano, Oaxaca-Chiapas, se caracteriza por una gran cantidad de ríos y arroyos permanentes y temporales, que en su mayoría desembocan en las lagunas costeras y esteros que tienen comunicación con el océano Pacífico. El objetivo del estudio fue analizar la composición taxonómica, abundancia y distribución de los peces, en relación con las variables ambientales de un río temporal, localizado en la costa pacífica de Chiapas. Se realizaron cuatro muestreos sistemáticos entre septiembre de 2022 y enero de 2023, abarcando la temporada de lluvias (septiembre–noviembre), cuando el río mantuvo conectividad longitudinal, y la transición al estiaje (enero), cuando únicamente persistió flujo en el sitio más alto. Se recolectaron 1.901 ejemplares pertenecientes a 7 especies, 6 géneros, 5 familias y 4 órdenes. Se observaron diferencias significativas en la abundancia de peces entre sitios y meses de muestreo, destacando la influencia de las condiciones ambientales. *Poecilia sphenops* y *Poeciliopsis pleurospilus* fueron las especies más abundantes en sitios con mayor temperatura y baja concentración de oxígeno disuelto (OD), mientras que *Profundulus punctatus* predominó en sitios con menor temperatura, mayor concentración de OD y mayor profundidad. El análisis de similitud mostró la formación de dos grupos de sitios a lo largo del gradiente longitudinal del río, reflejando diferencias en la composición específica y afinidad ecológica de las especies. Los resultados evidencian que la estructura de la comunidad íctica en este sistema temporal está influenciada por gradientes fisicoquímicos y por la conectividad hidrológica, resaltando la importancia de los refugios remanentes para la conservación de la diversidad íctica en la región.

Palabras clave: ciprinodontiformes; distribución; peces dulceacuícolas, región neotropical; taxonomía

Spatio-temporal variation of the ichthyofauna of a temporary river, in the Southern Mexican Pacific

Abstract: The Southern Pacific Coastal Plain of Mexico, particularly the Oaxaca-Chiapas region, is characterized by many permanent and temporary rivers and streams, most of which discharge into coastal lagoons and estuaries connected to the Pacific Ocean. The aim of this study was to analyze the taxonomic composition, abundance, and distribution of fish in relation to the environmental variables of a temporary river located on the Pacific coast of Chiapas. Four systematic samplings were conducted between September 2022 and January 2023, covering the rainy season (September–November), when the river maintained longitudinal connectivity, and the transition to the dry season (January), when surface flow persisted only at the uppermost site. A total of 1,901 specimens belonging to 7 species, 6 genera, 5 families, and 4 orders were collected. Significant differences in fish abundance were observed among sampling sites and months, highlighting the influence of environmental conditions. *Poecilia sphenops* and *Poeciliopsis pleurospilus* were the most abundant species at sites with higher temperatures and low dissolved oxygen (DO) concentrations, whereas *Profundulus punctatus* predominated at sites with lower temperatures, higher DO concentrations, and greater depth. Similarity analysis revealed the formation of two groups of sites along the river's longitudinal gradient, reflecting differences in species composition and ecological affinity. The results indicate that the structure of the fish community in this temporary system is influenced by physicochemical gradients and hydrological connectivity, emphasizing the importance of remnant refuges for the conservation of fish diversity in the region.

Keywords: distribution; freshwater fishes; killifish; neotropical region; taxonomy

Introducción

Los ríos temporales, también conocidos como ríos intermitentes o efímeros, son sistemas fluviales que experimentan variaciones en su flujo de agua a lo largo del espacio y del tiempo (Williams 1987; Steward et al., 2012; Datry et al., 2014). Estos cuerpos de agua, presentes en diversas regiones del mundo, se caracterizan por períodos de sequía prolongada seguidos de eventos de precipitación intensa, lo que genera fluctuaciones significativas en su caudal y en la disponibilidad de agua (Larned et al., 2010; Datry et al., 2017; Vidal-Abarca et al., 2020). Los ríos temporales se diferencian de los hábitats ribereños adyacentes y terrestres en la composición del sustrato, topografía, microclima, cubierta vegetal, frecuencia de inundaciones y biota (Steward et al., 2011). Dicha peculiaridad ha generado un creciente interés científico por comprender su funcionamiento e importancia ecológica (Prat, 2024).

Los ríos temporales presentan dinámicas espacio-temporales marcadas que afectan la composición, abundancia y conectividad de las comunidades de invertebrados y peces. Diversos estudios han documentado patrones recurrentes, como la concentración de organismos en refugios remanentes, incrementos en la densidad hacia tramos aguas abajo tras periodos de sequía y una rápida recolonización una vez restablecido el flujo. Sin embargo, estos patrones muestran alta variabilidad dependiendo del régimen hidrológico, la conectividad con cuerpos de agua perennes y las presiones antrópicas locales (Soulé et al., 2005; Davey y Kelly, 2007; Datry et al., 2014).

En particular, los peces han emergido como indicadores biológicos para evaluar la salud y la integridad de estos sistemas acuáticos frágiles, ya que los cambios climáticos estacionales influyen en la estructura de sus comunidades en ríos templados y tropicales (Steward et al., 2011, 2018). A pesar de la creciente conciencia sobre la importancia de los ríos intermitentes y de los peces como indicadores biológicos, aún existen importantes lagunas de conocimiento en este campo (Velázquez-Velázquez et al., 2008).

En México, el estado de Chiapas se caracteriza por presentar una amplia red hidrológica con influencia de dos grandes vertientes hidrográficas, la del Atlántico y la del Pacífico, separadas por la Sierra Madre de Chiapas (Rodiles-Hernández et al., 2005), y forma parte de dos grandes provincias ictiológicas tropicales: Chiapas-Nicaragua y Usumacinta (Miller et al., 2005). Esta diversidad de ambientes dulceacuícolas sostiene una alta riqueza de peces continentales, con 311 especies registradas (Velázquez-Velázquez et al., 2016).

A pesar de la importancia ecológica de los ríos intermitentes del sur del Pacífico mexicano, existe poca información sobre la estructura espacio-temporal de sus comunidades ícticas y su relación con las condiciones ambientales locales (Rodiles-Hernández et al., 1999). En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la variación espacial de la composición y abundancia de la ictiofauna, así como los cambios temporales durante la temporada de flujo y la transición al estiaje en el río intermitente El Riño, en la costa del Pacífico de Chiapas, México. Se planteó la hipótesis de que la composición y abundancia de peces difieren a lo largo del gradiente longitudinal del río, en respuesta a cambios en la profundidad, temperatura, oxígeno disuelto (OD) y otras variables fisicoquímicas.

Materiales y métodos

Área de estudio y procedimiento de muestreo

El estudio se realizó en el arroyo intermitente El Riño, afluente de la subcuenca del río Zanatenco, localizado en el municipio de Tonalá, México, que se ubica geográficamente entre los paralelos 15°40' y 16°15' N y 93°19' y 94°01' O, dentro de una cuenca con un gradiente altitudinal de 0 a 2500 m s.n.m. (Fig. 1). El arroyo posee una superficie de drenaje de 76.45 km², equivalente al 18.75 % de la superficie total de la subcuenca del río Zanatenco (407 64 km²), y un ancho promedio de 2 a 3 m (Peña-Lara, 2019; González-Ávila et al., 2021). El Riño tiene una longitud de cauce de 23.7 km y nace en las pendientes de la Sierra Madre de Chiapas a 622 m s.n.m., atravesando la ciudad de Tonalá hasta la localidad de Paredón, donde desemboca al humedal y laguna del Mar Muerto junto con otros tributarios como El Roble, Borbollón y Victoria (Arellano-Monterrosas y Ruiz-Meza, 2019; Peña-Lara, 2019; González-Ávila et al., 2021).

Este arroyo presenta un régimen hidrológico intermitente estrechamente asociado a la estacionalidad de las precipitaciones en la región. Durante la temporada de lluvias (mayo a octubre), el cauce presenta flujo superficial y continuidad longitudinal en gran parte de su recorrido. En contraste, durante la temporada de estiaje (febrero a abril), el flujo superficial desaparece en la mayor parte del cauce, persistiendo únicamente en pozas aisladas o remanentes de agua en algunos tramos o depresiones topográficas (Arellano-Monterrosas y Ruiz-Meza, 2019). Se seleccionaron seis sitios de muestreo distribuidos en los tramos superiores y medios del arroyo; sus características físicas y ambientales, incluyendo altitud, profundidad, tipo de sustrato, cobertura vegetal y condición hidrológica, se resumen en la Tabla 1.

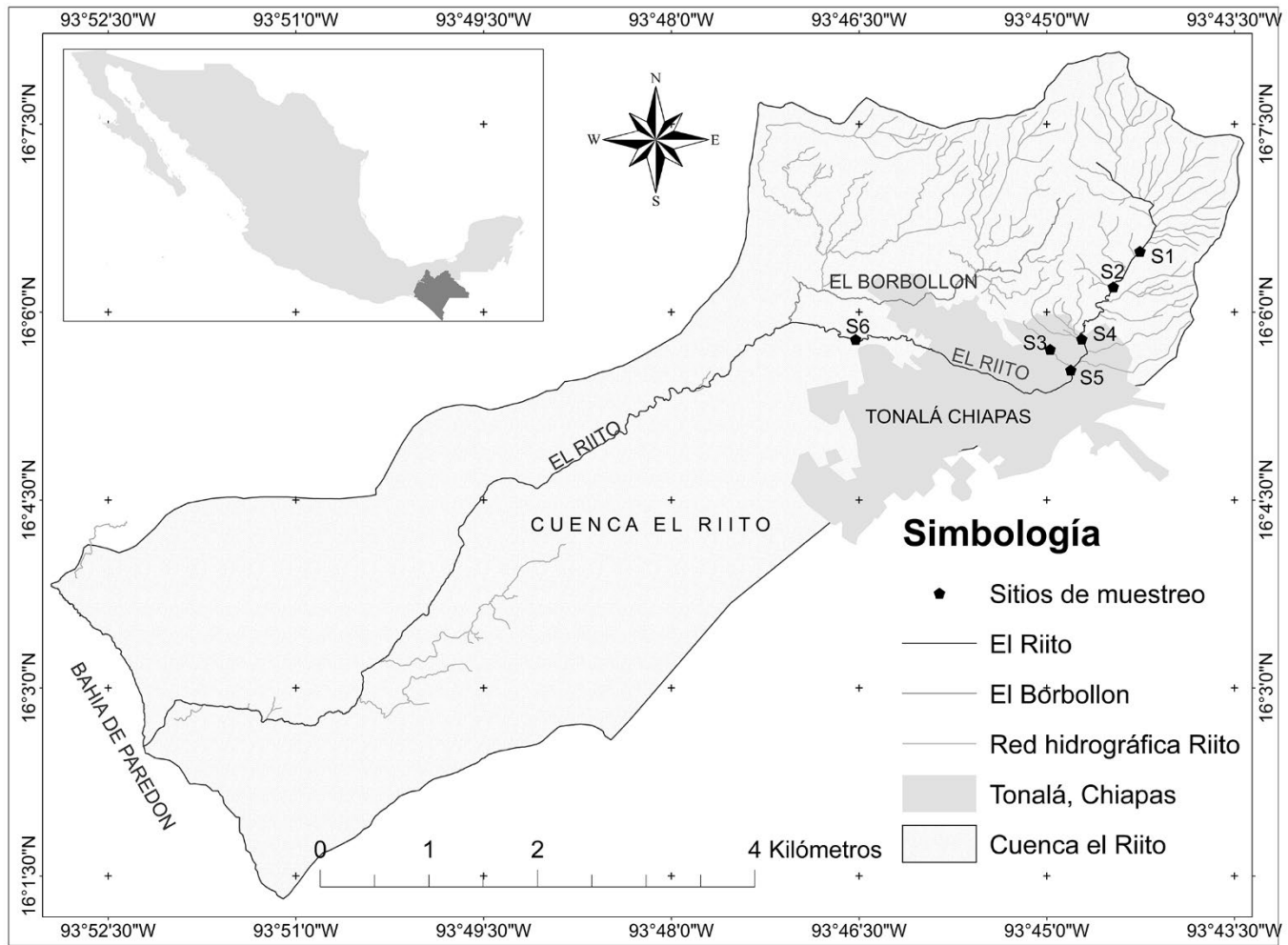


Figura 1. Área de estudio El Riito, Tonalá, Chiapas, México. S1-S6 sitios de muestreo.

Figure 1. Study area El Riito, Tonalá, Chiapas, Mexico. S1-S6 sampling sites.

Durante 2022, las precipitaciones más intensas comenzaron a finales de agosto, favoreciendo la conectividad del cauce entre septiembre y noviembre. Bajo estas condiciones se realizaron tres muestreos sistemáticos en septiembre, octubre y noviembre de 2022, cuando existía conexión hidrológica entre los sitios. En enero de 2023, durante la transición al estiaje, se realizó un cuarto muestreo de reconocimiento, constatándose que únicamente el sitio 1 mantenía flujo superficial, mientras que en los demás sitios el cauce se encontraba seco o con remanentes de agua aislados. Por ello, el muestreo de enero se consideró representativo de la transición al periodo seco. En consecuencia, las inferencias sobre la variación temporal en este estudio se limitan a la temporada de lluvias y al inicio del estiaje, mientras que la variación espacial se evaluó principalmente bajo condiciones de conectividad hidrológica. Aunque no se contó con mediciones directas de caudal ni con un limnograma continuo durante el periodo de estudio, las condiciones hidrológicas descritas fueron corroboradas mediante observaciones de campo y referencias regionales de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2016; Arellano-Monterrosas y Ruiz-Meza, 2019).

Tabla 1. Características físicas y ambientales de los sitios de muestreo del arroyo El Riito.

Table 1. Physical and environmental characteristics of sampling sites in the river El Riito.

Sitio	Altitud (m s.n.m.)	Profundidad media (m)	Sustrato dominante	Vegetación marginal/sumergida	Pendiente (%)
1	110	0.42	roca-grava	alta/alta	10
2	98	0.37	roca-grava	alta/alta	4
3	67	0.36	grava-arena	media/media	2.3
4	67	34	grava-arena	media/media	3.1
5	61	0.35	arena-grava	media/escasa	2.4
6	38	0.3	arena-grava	escasa/escasa	1.4

La recolecta de los organismos se realizó siguiendo lineamientos para el uso de animales en la investigación de campo de acuerdo con las directrices de la ASIH (*American Society of Ichthyologists and Herpetologists*); el sacrificio de los peces se realizó con una sobredosis de MS-222 inmediatamente después de su captura. Todas las actividades de campo contaron con la autorización de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (Permiso SPARN/DGVS/13321/23). Para la captura de los peces se utilizaron una red tipo chinchorro (2 m de largo, 1 m de altura y 1 mm de luz de malla), una atarraya tipo camaronera (2 m de ancho y luz de malla de 1 mm) y una red tipo cuchara (luz de malla de 1 mm). En cada sitio y fecha de muestreo se tomaron los siguientes parámetros fisicoquímicos del agua: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), OD (mg l^{-1}), potencial de óxido-reducción (ORP, mV) y pH; con una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo HI 98194, además de la profundidad (m) con la ayuda de un estadal. Los organismos recolectados fueron almacenados en bolsas ziploc, colocados en una hielera con hielo y transportados al laboratorio para su identificación.

Los peces fueron identificados con las claves taxonómicas de Miller et al. (2009) y Velázquez-Velázquez et al. (2007, 2010). La lista sistemática está ordenada por orden y familia siguiendo a Nelson (2006); los nombres de las especies, las autoridades y el año de publicación están con base al catálogo en línea de Eschmeyer (Fricke et al., 2024). Los géneros y especies dentro de las familias están ordenados alfabéticamente. La afinidad ecológica de las especies (tolerancia a la salinidad) se basó en Myers (1938). El estado de conservación global y la categoría de riesgo estuvieron basadas en la lista roja de la Unión Internacional de la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2023) y en la ley mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). Los organismos fueron catalogados y depositados en la colección ictiológica del Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (MZUNICACH), donde se preservaron en alcohol etílico (70 %).

Considerando que el objetivo principal del estudio fue describir la composición y variación espacio-temporal de la ictiofauna, y no estimar densidades absolutas o captura por unidad de esfuerzo, las abundancias se expresaron como el total de individuos recolectados por sitio y fecha, integrando las capturas obtenidas con los distintos artes de pesca utilizados. Los datos de las abundancias de las especies fueron transformados a raíz cuarta para minimizar el peso de las especies dominantes; con estos datos se calculó la similitud entre los sitios, utilizando el coeficiente de Bray-Curtis (Clarke et al., 2014), con la cual se generó un análisis de agrupamiento (clúster) mediante el método UPGMA. Se realizó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) para determinar las especies que: 1) explican la similitud dentro de un grupo, 2) identificar las especies que más contribuyen a las diferencias entre grupos y 3) cuantificar el porcentaje de contribución de cada especie.

Análisis estadísticos

Antes de realizar el análisis de varianza (ANOVA), se evaluaron los supuestos de normalidad de los residuos y homogeneidad de varianzas mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. En todos los casos, los datos cumplieron con los supuestos requeridos para la aplicación de pruebas paramétricas ($p > 0.05$), por lo que se utilizó un ANOVA de efectos principales para detectar diferencias significativas de la abundancia entre sitios, meses y especies (Zar, 1999).

En el caso de los parámetros fisicoquímicos se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0.05$; test Shapiro-Wilk). La abundancia de especies y su relación con los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, OD, ORP y profundidad), se analizaron utilizando el método de análisis de correspondencia canónica (ACC), el cual permite identificar los gradientes fisicoquímicos que explican la mayor proporción de variación en la abundancia de peces, lo que resulta esencial para comprender los patrones ecológicos en sistemas acuáticos sujetos a variaciones estacionales (Ter Braak y Verdonschot, 1995; Castillo-Domínguez et al., 2011). Los análisis se realizaron con la versión PRIMER 6 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) y Statistica v 7.0 (StatSoft Inc.).

Resultados

Se recolectaron un total de 1901 ejemplares pertenecientes a siete especies, seis géneros, cinco familias, cuatro órdenes y una clase. Las especies más abundantes fueron *Poecilia sphenops* (Valenciennes, 1846) con 824 organismos (43.7 %), seguida por *Poeciliopsis pleurospilus* (Günther, 1866) con 717 organismos (37.7%), y *P. fasciata* (Meek, 1904) con 231 organismos (12.2 %). Las abundancias absolutas por sitio y mes de muestreo se presentan en la (Tabla A1 del Anexo).

A nivel espacial la abundancia promedio del ensamblaje total varió de 5.8 ($\text{DE} \pm 2.8$) a 24.0 ($\text{DE} \pm 9.3$) individuos, entre los sitios 2 y 5 respectivamente (Fig. 2A), siendo estas diferencias observadas estadísticamente significativas ($F_{5, 112} = 6.98$, $p < 0.001$). Este mismo patrón se observó a nivel temporal, con una mayor abundancia promedio del ensamblaje total en noviembre de 2022 (21.9 ± 6.9 individuos) y una menor abundancia promedio en enero de 2023 (6.7 ± 3.5 individuos) (Fig. 2B); estas diferencias observadas fueron estadísticamente significativas ($F_{3, 112} = 12.50$, $p < 0.001$). También se encontraron diferencias significativas en las abundancias de individuos entre las especies ($F_{6, 112} = 8.50$, $p < 0.001$), siendo el topote mexicano *Poecilia sphenops* y el guatopote manchote *Poeciliopsis pleurospilus* las especies que presentaron las mayores abundancias (45.8 ± 12.4 y 39.8 ± 11.1 , respectivamente), muy por encima al resto de las especies (Fig. 2C).

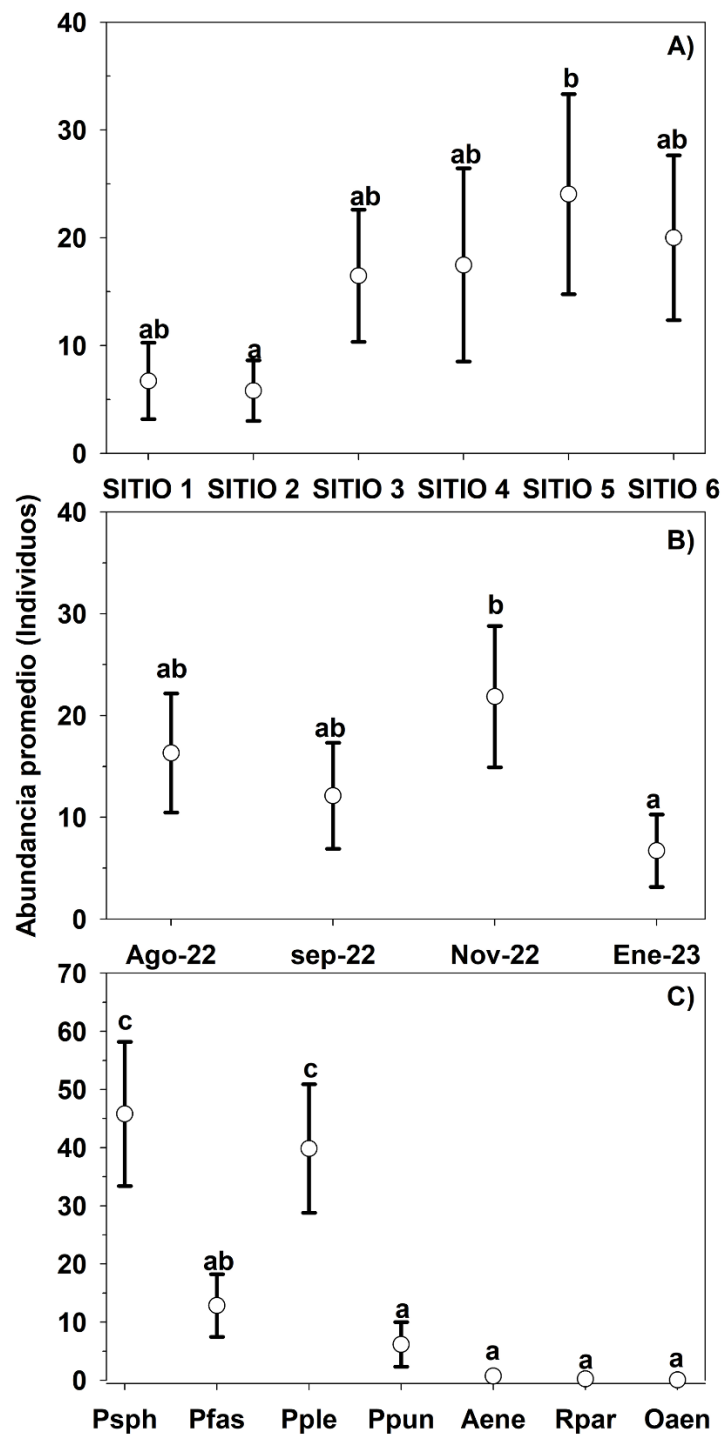


Figura 2. Abundancias promedio por A) sitio, B) mes y C) especie en el río El Riíto, Tonalá, Chiapas. Las diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aene = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Figura 2. Abundancias promedio por A) sitio, B) mes y C) especie en el río El Riíto, Tonalá, Chiapas. Las diferentes letras indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aene = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Las especies *P. sphenops* y *P. pleurospilus* estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo. *Poecilia sphenops* tuvo las mayores abundancias relativas en los sitios 3 y 6, mientras que *P. pleurospilus* presentó las mayores abundancias relativas en los sitios 2, 4 y 5. *Poeciliopsis fasciata* estuvo presente de los sitios 2 al 5, con una mayor abundancia relativa en el sitio 3. Las especies *Profundulus punctatus* (Günther, 1866) y *Astyanax aeneus* (Günther, 1860) sólo estuvieron presentes en los sitios 1 y

2, siendo *P. punctatus* quien presentó la mayor abundancia relativa en el sitio 1. La especie *Rhamdia parryi* (Eigenmann y Eigenmann, 1888) sólo estuvo presente en el sitio 1, mientras que *Ophisternon aenigmaticum* (Rosen y Greenwood, 1976) fue recolectado en el sitio 2 (Tabla 2). El análisis de agrupamiento sobre la abundancia indicó la formación de dos grupos, el primer grupo integrado por los sitios 1 y 2, mientras que el segundo grupo estuvo integrado de los sitios 3 al 6, los cuales son estadísticamente diferentes ($P_i: 5.89, p = 0.026$) (Fig. 3).

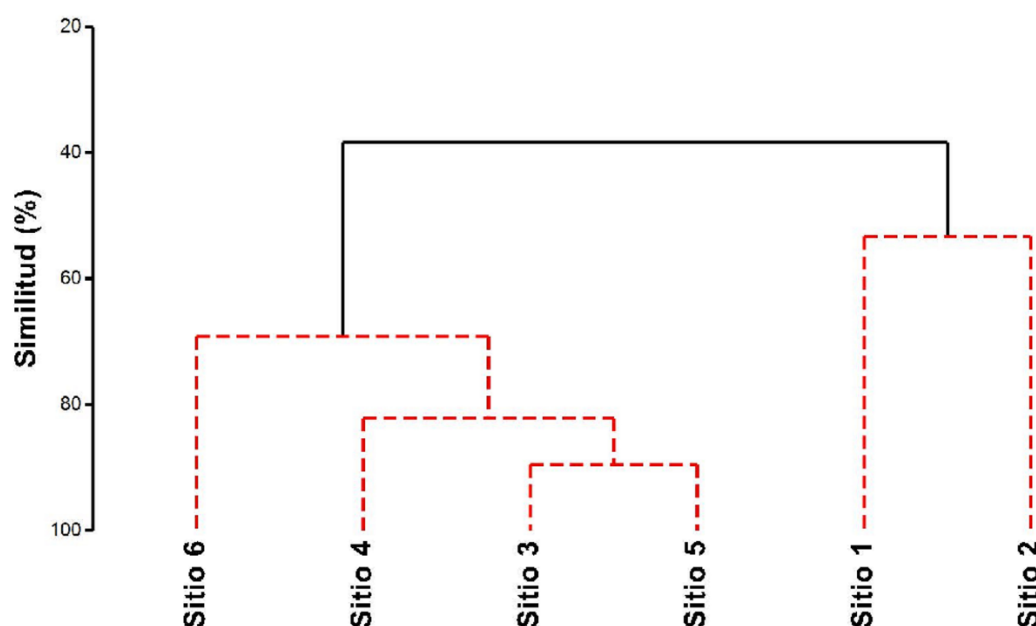


Figura 3. Análisis clúster por el método UPGMA considerando las abundancias para cada sitio de muestreo en el río, El Riño, Tonalá, Chiapas.

Figure 3. Cluster analysis using the UPGMA method considering the abundances for each sampling site in the El Riño River, Tonalá, Chiapas.

Durante los meses de muestreo, *P. pleurospilus* tuvo las mayores abundancias relativas en septiembre y octubre, mientras que *P. sphenops* presentó la mayor abundancia relativa en noviembre y *P. punctatus* en enero. Dichas abundancias relativas fueron aproximadamente entre el 50-60 % (Tabla 2).

El análisis SIMPER mostró que, de las siete especies de peces recolectadas, sólo cuatro especies contribuyeron al ensamblaje de la comunidad. La similitud promedio entre sitios varió de 23.2 % (sitio 2) a 91.9 % (sitio 6), mientras que entre meses fue de 49.9 % (noviembre 2022) a 74.7 % (agosto 2022). Tres especies fueron las que más contribuyeron a la estructura de la comunidad de la ictiofauna de la zona del estudio, tanto entre sitios como en los meses de muestreo, las cuales son *P. sphenops*, *P. pleurospilus* y *P. fasciata*. En tanto que *P. punctatus* contribuyó solamente en los sitios 1 y 2, y en el mes de enero de 2023 (Tabla 3). Las mayores similitudes se observan entre los sitios 3 a 6 en comparación con los sitios 1 y 2. Por otro lado, el mes de enero de 2023 mostró la mayor similitud con el resto de los meses de muestreo (Tabla A1 del Anexo).

Con relación a los parámetros ambientales, durante todo el periodo de estudio, la temperatura del agua osciló entre 24.0 °C (enero 2023, sitio 1) y 29.2 °C (noviembre 2022, sitio 6). De manera espacial, la temperatura promedio más baja fue en el sitio 1 (24.5 ± 0.5 °C), mientras que la temperatura promedio más alta se alcanzó en el sitio 6 (29.0 ± 0.1 °C), siendo estas diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis: $H_{5, 18} = 13.25, p = 0.021$). A nivel temporal, este parámetro mostró una variación menor, con un promedio de 27.5 ± 0.6 °C en noviembre de 2022 a 24.5 ± 0.5 °C en enero de 2023, aunque también presentó diferencias estadísticas significativas (Kruskal-Wallis: $H_{3, 18} = 7.87, p = 0.048$) (Fig. 4A, F).

La concentración de OD, en general, varió entre 2.2 mg l⁻¹ (septiembre 2022, sitio 6) y 9.8 mg l⁻¹ (noviembre 2022, sitios 4 y 5). A nivel espacial, la concentración de OD promedio osciló entre 5.1 ± 1.5 mg l⁻¹ (sitio 6) y 7.9 ± 1.8 mg l⁻¹ (sitios 1 y 4); sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas (Kruskal-Wallis: $H_{5, 18} = 4.62, p = 0.463$). De manera temporal, el promedio más bajo de OD se registró en octubre de 2022 (3.1 ± 0.4 mg l⁻¹), mientras que el promedio más alto se observó en noviembre de 2022 (8.4 ± 0.4 mg l⁻¹), siendo estas diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis: $H_{3, 18} = 11.23, p = 0.010$) (Fig. 4B, G).

De manera general, el pH varió entre 6.1 (septiembre 2022, sitio 2) a 7.5 (enero 2023, sitio 1). Espacialmente, el pH promedio varió de 6.6 ± 0.3 (sitio 2) a 7.3 ± 0.1 (sitio 5), mientras que, temporalmente, el pH promedio más bajo se registró en septiembre de 2022 (6.9 ± 0.1) y el más alto ocurrió en enero de 2023, 7.2 ± 0.2 (Fig. 4C, H). Las diferencias observadas tanto espacial (Kruskal-Wallis: $H_{5, 18} = 3.65, p = 0.601$), como temporal (Kruskal-Wallis: $H_{3, 18} = 2.21, p = 0.529$), no fueron estadísticamente significativas (Fig. 4C, H).

El ORP osciló entre 48.4 mV (noviembre 2022, sitio 4) y 178.0 mV (enero 2023, sitio 1). No se observaron variaciones espaciales significativas entre los sitios monitoreados (Kruskal-Wallis: $H_{5,18} = 1.48$, $p = 0.914$), con valores que fluctuaron entre 112 ± 11.0 mV (sitio 6) y 131.3 ± 23.5 mV (sitio 1). Por el contrario, se registraron diferencias temporales significativas (Kruskal-Wallis: $H_{3,18} = 8.78$, $p = 0.032$), con el promedio más bajo en noviembre de 2022 (75.5 ± 13.2 mV) y la más alta en enero de 2023 (131.3 ± 23.5 mV) (Fig. 4D, I).

La profundidad varió de 20 cm (noviembre 2022, sitio 6) a 45 cm (septiembre 2022, sitio 62; enero 2023, sitio 1). Hubo diferencias significativas entre los sitios de estudio (Kruskal-Wallis: $H_{5,18} = 26.27$, $p = 0.001$), siendo el valor promedio más alto en el sitio 1 (41.6 ± 3.5 cm) y el valor promedio más bajo en el sitio 6 (30 ± 2.8 cm). En tanto que, temporalmente también se encontraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis: $H_{3,18} = 26.3$, $p = 0.001$), con el mes de noviembre teniendo la profundidad más baja (27.0 ± 4.5 cm) entre los meses de muestreo (Fig. 4E, J).

Tabla 2. Abundancias relativas de la ictiofauna del río El Riito, Tonalá, Chiapas, entre sitios y meses de muestreo. Clasificación ecológica: DP (dulceacuícola primario), DS (dulceacuícola secundario). Lista roja de especies Amenazadas de la UICN: preocupación menor (LC), Datos deficientes (DD).

Table 2. Relative abundances of fish fauna in the El Riito River, Tonalá, Chiapas, between sampling sites and months. Ecological classification: FP (freshwater primary), FS (freshwater secondary). IUCN Red List of Threatened Species: least concern (LC), Data Deficient (DD).

Tabla 3. Discriminación de las especies de peces que contribuyen en el ensamblaje, basados en su contribución relativa en los sitios y meses por el análisis SIMPER del río El Riito, Tonalá, Chiapas, México. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*.

Table 3. Discrimination of fish species based on their relative contribution at sites and months by SIMPER analysis of the El Riito River, Tonalá, Chiapas, Mexico. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*.

Especie	Sitios						Meses			
	1	2	3	4	5	6	sep-22	oct-22	nov-22	ene-23
	65.9 %	23.2 %	87.9 %	73.7 %	75.1 %	91.9 %	74.7 %	52.3 %	49.9 %	66 %
Psph	33.7	-	34.5	41.9	38.4	53.4	40.5	35.9	45.5	33.8
Pfas	-	44.4	32.3	10.3	-	-	10.3	19.2	14.7	
Pple	25.2	-	33.2	47.8	52.9	46.6	49.2	44.9	35.6	25.3
Ppun	33.3	55.6	-	-	-	-				33.6

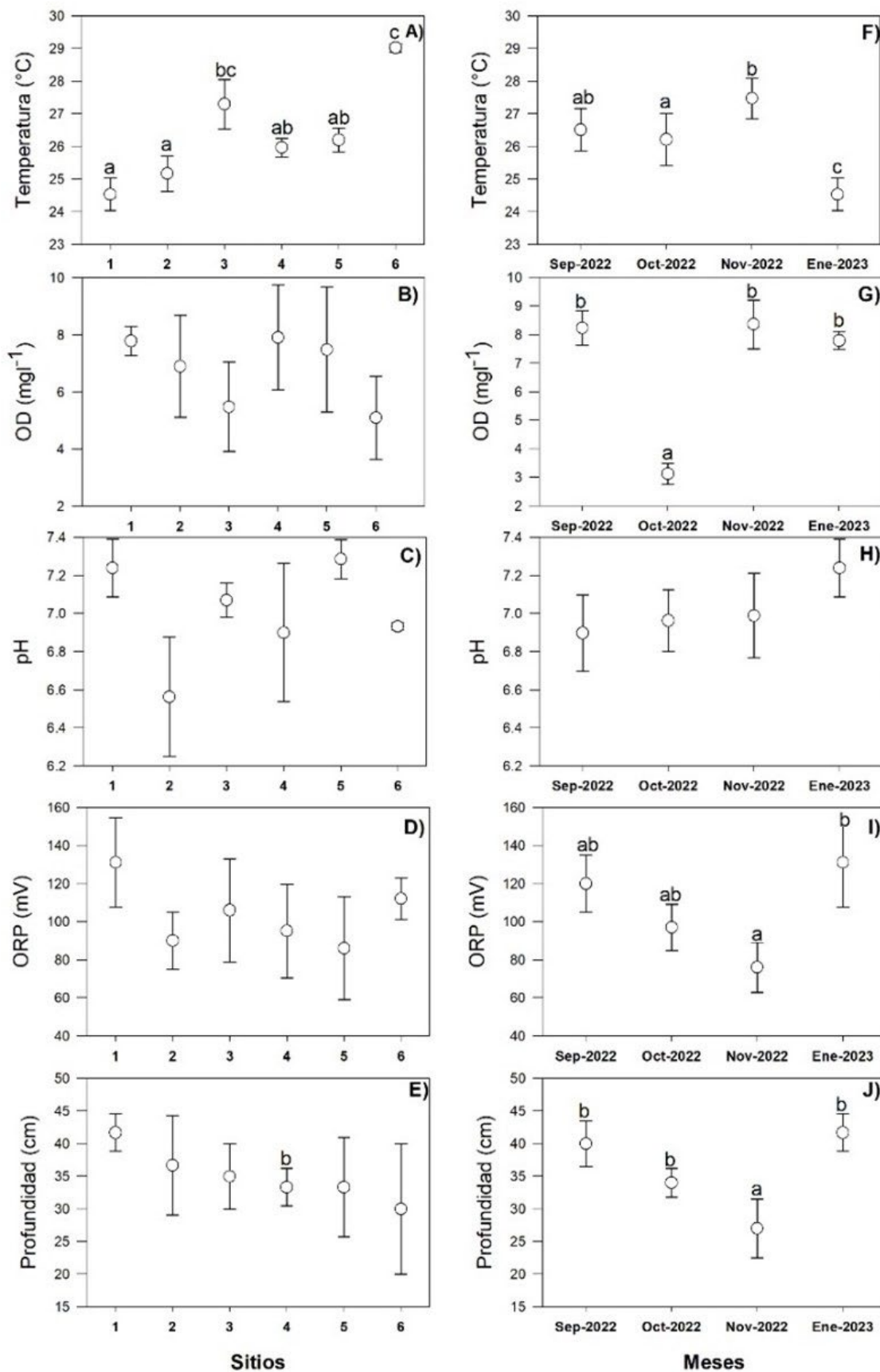


Figura 4. Variación espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos del río El Riito. La figura muestra los valores medios ± 1 EE. Las letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Figure 4. Spatial and temporal variation of the physicochemical parameters of the El Riito River. The figure shows the mean values ± 1 SE. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

El ACC identificó la profundidad y la temperatura como los factores medioambientales más importantes que podrían determinar la distribución de los peces en la zona de estudio. Los dos primeros ejes de ordenación, con eigen-valores de 0.25 (ACC1, 67.3 %) y 0.11 (ACC2, 31.3 %), explicaron en conjunto el 98.6 % de la varianza total de la relación especie-medio ambiente. *Poecilia sphenops* está influenciado por la temperatura y pH; mientras que *P. punctatus* y *P. fasciata* están influidas por la profundidad y OD (Fig. 5).

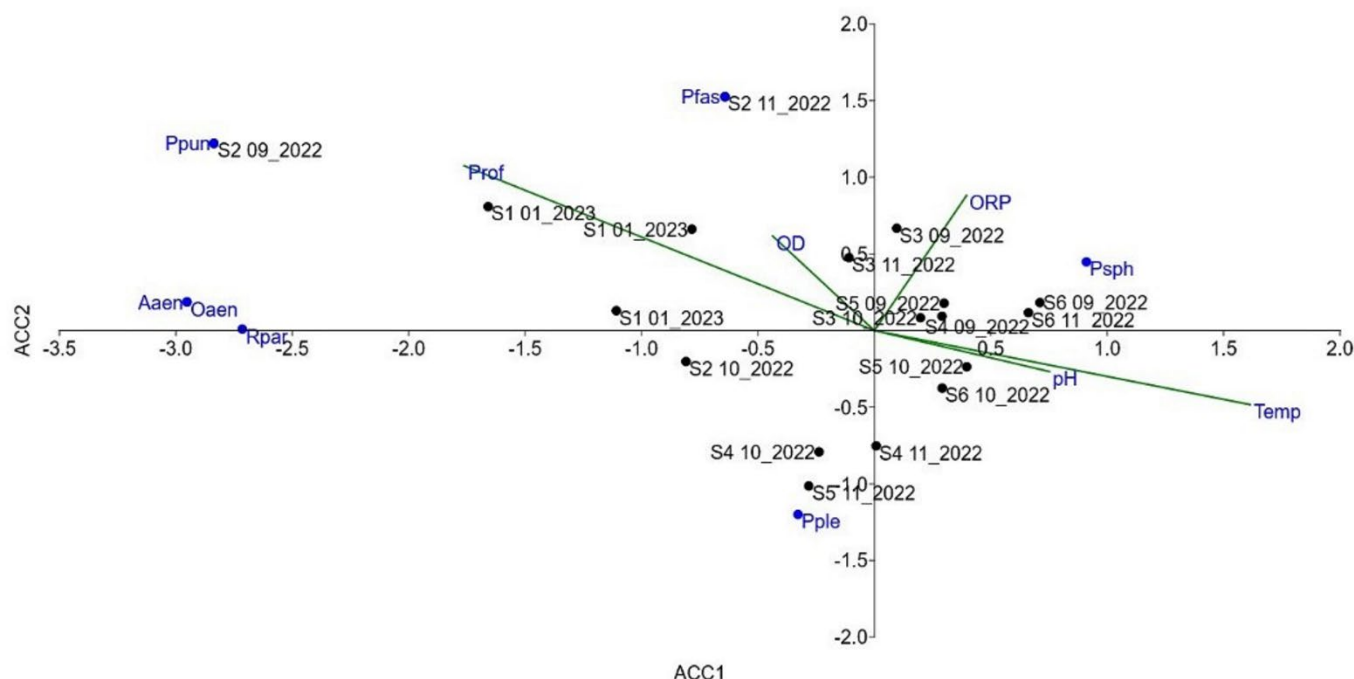


Figura 5. Representación gráfica del análisis de correspondencia canónica (ACC), mostrando la relación entre la abundancia de las especies y los parámetros fisicoquímicos en los dos primeros ejes. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aaen = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Figure 5. Graphical representation of the canonical correspondence analysis (CCA), showing the relationship between species abundance and physicochemical parameters on the first two axes. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aaen = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Discusión

El río El Riito presentó una ictiofauna compuesta por siete especies, dominada por representantes de Poeciliidae y Profundulidae, familias características de los sistemas dulceacuícolas de Mesoamérica y particularmente frecuentes en ríos costeros de Chiapas (Lozano-Vilano y Contreras-Balderas, 1987; Rodiles-Hernández et al., 1999; Corona-Santoyo, 2005; González-Díaz et al., 2008; López-Vila et al., 2009; Espinosa-Pérez et al., 2011; Gómez-González et al., 2012; Rodiles-Hernández et al., 2013; Velázquez-Velázquez et al., 2013; Gómez-González et al., 2015; Anzueto-Calvo et al., 2016; Velázquez-Velázquez et al., 2016; Álvarez-Pliego et al., 2018; López-Segovia et al., 2018; Anzueto-Calvo et al., 2019), excepto *R. parryi* que sólo ha sido reportado en los ríos costeros de Chiapas (Velázquez-Velázquez et al., 2016). Los poecílidos suelen dominar en ambientes con alta variabilidad ambiental debido a su amplia tolerancia fisiológica y alta capacidad reproductiva y plasticidad ecológica (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007; Ávila-Morales (2018). En contraste, los profundúlidos son peces dulceacuícolas primarios sensu Myers (1938), endémicos de Mesoamérica y restringidos a ambientes continentales, asociados principalmente a corrientes de cabecera o tramos con mayor oxigenación (Miller, 1966; Myers, 1966; Meffe y Snelson, 1989; Miller et al., 2005; Morcillo et al., 2016; Domínguez-Cisneros et al., 2023).

La variación espacial y temporal en la abundancia de especies sugiere que los parámetros fisicoquímicos medidos actúan como filtros ambientales que favorecen unas especies sobre otras. Gilliam y Fraser (2001) y Higgins y Wilde (2005) enfatizan que las variables abióticas son determinantes en la estructuración de las comunidades de peces en ríos y arroyos. En este estudio, temperatura y la profundidad fueron los principales factores que estructuran la comunidad íctica. Esto puede explicarse porque en sistemas temporales la disminución del caudal genera cuerpos de agua más someros, con mayor calentamiento y menor concentración de oxígeno disuelto, condiciones que favorecen a especies tolerantes como *P. sphenops* y *P. pleurospilus*. En contraste, los sitios más profundos y con menor variación térmica mantienen condiciones más estables, permitiendo la permanencia de especies con mayores requerimientos ambientales, como *P. punctatus*. Este patrón coincide con lo reportado en otros ríos intermitentes tropicales y templados, donde la profundidad actúa como refugio durante periodos de estiaje y la temperatura regula la distribución y actividad metabólica de los peces (Datry et al., 2014; Steward et al., 2018).

Asimismo, se observó una tendencia a valores más bajos de ORP en los sitios con aguas menos profundas y menor oxigenación. Este parámetro constituye un indicador indirecto del estado redox del sistema, ya que refleja el equilibrio entre procesos oxidativos y reductivos del ambiente acuático. Valores reducidos de ORP suelen asociarse con condiciones de hipoxia y acumulación de materia orgánica (Reddy y D'Angelo, 1997), lo que podría limitar la presencia de especies más sensibles y favorecer la dominancia de especies tolerantes. De hecho, *P. sphenops* y *P. pleurospilus* se asociaron a valores bajos de ORP, lo que coincide con su afinidad por ambientes eutrofizados o con descomposición activa.

El patrón espacial definido por el análisis SIMPER, que distinguió dos grupos: los sitios 1 y 2, correspondientes a los tramos superiores, y los sitios 3 al 6, correspondientes a los tramos medios, refleja una clara segregación ambiental a lo largo del gradiente longitudinal del río. En los tramos superiores, las condiciones de mayor oxigenación y profundidad favorecieron a especies con mayores requerimientos ambientales, como *P. punctatus* y *A. aeneus*, mientras que en los tramos medios e inferiores dominaron especies poecílicas tolerantes a temperaturas altas y aguas más someras (Turner y Snelson, 1984; Parenti y Rauchenberger, 1989; Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007; Ávila-Morales, 2018). Este tipo de zonación longitudinal es común en sistemas tropicales intermitentes, donde la conectividad hidrológica y las condiciones fisicoquímicas varían drásticamente entre la temporada de lluvias y el estiaje (Steward et al., 2012; Datry et al., 2014, 2017).

En sistemas fluviales intermitentes, la conectividad hidrológica durante la temporada de lluvias favorece el movimiento y la colonización de especies entre tramos, lo que generalmente incrementa la riqueza y diversidad local. En contraste, durante la sequía o el estiaje extremo, la reducción o pérdida del flujo superficial concentra la ictiofauna en refugios permanentes, como pozas remanentes o zonas con conexión subsuperficial, modificando la densidad local, la composición específica e incluso la estructura por tallas o etapas de vida. Este patrón ha sido documentado en ríos intermitentes de distintas regiones del mundo. Por ejemplo, Vardakas et al. (2015) observaron en ríos intermitentes del Mediterráneo que la riqueza y densidad de peces tienden a incrementarse hacia tramos aguas abajo o en sectores con mayor conectividad con ríos perennes. En el río El Riño, la conectividad longitudinal observada durante la temporada de lluvias probablemente facilitó el desplazamiento y la colonización de especies entre sitios, mientras que la reducción del flujo superficial registrada en enero pudo restringir su distribución a hábitats remanentes.

Las especies dominantes *P. sphenops*, *P. pleurospilus* y *P. fasciata* mostraron una marcada afinidad por sitios de menor profundidad, altas temperaturas y bajos niveles de OD (sitios 3, 4 y 5), condiciones típicas de ambientes someros y con menor circulación del agua durante el final de la temporada de lluvias (Steward et al., 2012; Datry et al., 2014). La presencia de *P. sphenops* y *P. pleurospilus* en todos los sitios y meses de muestreo sugiere una amplia plasticidad ecológica y alta capacidad de dispersión, lo que les permite recolonizar rápidamente hábitats temporales una vez restablecido el flujo. En conjunto, la dominancia de estas especies en ambientes cálidos, poco profundos y con baja oxigenación refleja su éxito adaptativo en sistemas de flujo intermitente. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto (2007), Gómez-González et al. (2015) y Ávila-Morales (2018), quienes señalan que las especies de los géneros *Poecilia* y *Poeciliopsis* presentan elevada tolerancia a condiciones hipóxicas y temperaturas elevadas debido a su amplia plasticidad ecológica, fisiología resistente y preferencia por hábitats marginales y de baja corriente.

En contraste, *P. punctatus* y *A. aeneus* fueron más abundantes en los sitios 1 y 2, donde se registraron mayores concentraciones de OD, menor temperatura y mayor profundidad, condiciones que podrían favorecer especies con mayores requerimientos fisiológicos y menor tolerancia a ambientes someros o cálidos. Aunque *P. sphenops* y *P. pleurospilus* también estuvieron presentes en estos sitios, su abundancia fue considerablemente menor. Este patrón coincide con lo descrito para especies del género *Profundulus*, asociadas principalmente a corrientes de cabecera o tramos con aguas más frías y bien oxigenadas (Miller et al., 2005; Matamoros et al., 2015). Asimismo, se ha documentado que *P. punctatus* prefiere hábitats rocosos en tramos superiores y cabeceras de ríos, mientras que los profundúlidos en general son característicos de riachuelos de montaña con sustratos diversos, aguas claras y alta oxigenación (Miller, 1955, 1966; Miller et al., 2005; Ornelas-García et al., 2015; Del Moral-Flores et al., 2020; Domínguez-Cisneros et al., 2023). Por su parte, *A. aeneus*, aunque menos abundante, fue registrada exclusivamente en el sitio 1, donde se observaron las mayores concentraciones de OD y los valores más altos de ORP. Esta especie es considerada euriótica, con alta plasticidad ecológica y capacidad de ocupar una amplia variedad de hábitats; sin embargo, en este estudio su distribución se asoció con sitios de mayor oxigenación y heterogeneidad estructural (Lorion y Kennedy, 2009). Este patrón coincide con lo documentado en ríos tropicales de Centroamérica y México, donde la especie suele encontrarse en ambientes lóticos con condiciones fisicoquímicas favorables (Corona-Santoyo, 2005; González-Díaz et al., 2008).

En cuanto a *R. parryi* y *O. aenigmaticum*, ambas especies fueron escasas y se registraron únicamente en los sitios 1 y 2. *Rhamdia* spp. son peces bentopelágicos que suelen asociarse con zonas más profundas, con refugios estructurales y concentraciones moderadamente altas de OD, concordante con las condiciones observadas en estos sitios (Corona-Santoyo, 2005). Por su parte, *O. aenigmaticum* fue recolectado en condiciones de bajo OD, lo que coincide con reportes previos que documentan su presencia en ambientes lénticos o lóticos con alta carga de materia orgánica y baja oxigenación (Greenfield et al., 1981). Su ocurrencia en el área de estudio podría estar asociada a microhábitats con acumulación de materia orgánica o refugios entre raíces, rocas o sedimentos.

Los resultados de este estudio muestran que la estructura de la comunidad íctica en el arroyo El Riño estuvo determinada principalmente por un gradiente longitudinal asociado con cambios en profundidad, temperatura y OD, así como por la conectividad hidrológica durante la temporada de lluvias. Las especies tolerantes, como *P. sphenops*, *P. pleurospilus* y *P. fasciata*, dominaron en tramos someros, cálidos y con menor oxigenación, mientras que especies como *P. punctatus* y *A. aeneus* fueron más frecuentes en los sitios con mayor profundidad y oxigenación. Estos resultados evidencian la importancia de los ambientes temporales y de los refugios remanentes para el mantenimiento de la diversidad íctica en los ríos intermitentes del sur del Pacífico

mexicano. Estudios adicionales durante el estiaje extremo permitirán comprender con mayor precisión la dinámica anual de estas comunidades y fortalecer estrategias de conservación y manejo.

Contribución de los autores

Dariana Aguilar Toledo, Alexis Fanuel Velasco-Ortiz y Francisco Javier López Rasgado fueron responsables de la conceptualización, metodología, redacción - revisión y edición. **Ernesto Velázquez Velázquez, Arkady Uscanga-Martínez y José Reyes Díaz Gallegos** fueron responsables de la redacción - revisión y edición. Todos los autores leyeron y aprobaron el manuscrito final.

Disponibilidad de datos y código

Los datos que respaldan los hallazgos de este estudio, incluyendo las abundancias de peces por sitio y mes de muestreo, así como los parámetros fisicoquímicos registrados en el río El Riito, Tonalá, Chiapas, están disponibles en el repositorio Zenodo bajo el título "Abundancias de peces y parámetros fisicoquímicos de El Río El Riito, Tonalá, Chiapas", accesible en: <https://zenodo.org/records/20404214>.

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Esta investigación fue un esfuerzo colaborativo apoyado por el financiamiento en conjunto de los laboratorios de Ecología de Recursos Pesqueros, de Investigación en Geoinformación y Análisis Geoespacial, y de Nutrición y Producción Acuícola del Centro de Investigaciones Costeras (CEICO) del Instituto de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH); asimismo, todas las actividades de campo contaron con la autorización de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México bajo el permiso número SPARN/DGVS/13321/23. Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses y se agradece formalmente a las autoridades de la UNICACH por su apoyo institucional y logístico para la realización de los muestreos.

Los autores expresan su agradecimiento a los revisores anónimos y al editor por la revisión crítica del manuscrito, así como por sus observaciones y sugerencias, que permitieron fortalecer la estructura, análisis y discusión del presente trabajo. Asimismo, se agradece a Saul Álvarez por su valiosa colaboración en las salidas de campo.

Referencias

- Álvarez-Pliego, N., Sánchez, A. J., Macossay-Cortez, A., & Salcedo, M. Á. (2018). Occurrence of *Poeciliopsis fasciata* (Meek, 1904) (Poeciliidae) in the floodplain of the Grijalva river basin, Mexico. *Poeciliid Research*, 8(1), 1-5.
- Anzueto-Calvo, M. J., Velázquez-Velázquez, E., & Gómez-González, A. E. (2016). Fishes of the Biosphere Reserve Selva El Ocote and Nezahualcōyotl (Malpas) reservoir, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 972-979. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.07.002>
- Anzueto-Calvo, M. J., Hernández-Cruz, J. J., Velázquez-Velázquez, E., & Domínguez-Cisneros, S. E. (2019). Diversidad ictiofaunística del río Nandalumí, microcuenca del Grijalva, Chiapas, México. *Lacandonia*, 2, 63-68.
- Arellano-Monterrosas, J. L., & Ruiz-Meza, L. (2019). Variabilidad climática y eventos extremos en la cuenca del río Zanatenco, Chiapas. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(3), 249-274. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-03-10>
- Ávila-Morales, O. G. (2018). Dinámica poblacional de tres especies no nativas: *Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846, *Pseudoxiphophorus bimaculatus* Heckel, 1848, y *Xiphophorus hellerii* (Heckel, 1848), en el río Teuchitlán, Jalisco, México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.
- Castillo-Domínguez, A., Barba-Macías, E., Navarrete, A. de J., Rodiles-Hernández, R., & Jiménez-Badillo, M. de L. (2011). Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical*, 59(2), 693-708. <https://doi.org/10.15517/rbt.v0i0.3133>
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (Eds.) (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical interpretation*, 3rd edition. PRIMER-E. Plymouth, UK.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua) (2016). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Bandas). Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos (GASIR). México DF, México.
- Corona-Santoyo, G. A. (2005). Diversidad íctica en ríos de la vertiente del Pacífico de Chiapas. *Revista Digital Universitaria*, 6(8), 1067-6079.
- Datry, T., Larned, S. T., & Tockner, K. (2014). Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. *Bioscience*, 64, 229-235. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>
- Datry, T., Bonada, N., & Boulton, A. (Eds.) (2017). *Intermittent rivers and ephemeral streams. Ecology and Management*. Academic Press: London, UK. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-00459-2>
- Davey, A. J. H., & Kelly, D. J. (2007). Fish community responses to drying disturbances in an intermittent stream: A landscape perspective. *Freshwater Biology*, 52, 1719-1733. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01800.x>
- Del Moral-Flores, L. F., López-Segovia, E. & Hernández-Arellano, T. (2020). *Profundulus chimalapensis*, una nueva especie de pez ciprinodóntido (Cyprinodontiformes: Profundulidae) del Río Coatzacoalcas, México. *Revista de Biología Tropical*, 68(4), 1185-1197. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68i4.40340>
- Domínguez-Cisneros, S. E., Domínguez-Domínguez, O., Velázquez-Velázquez, E., & Pérez-Rodríguez, R. (2023). Redescription and diagnoses of the genera *Profundulus* and *Tlaloc* (Cyprinodontiformes: Profundulidae), Mesoamerican endemic fishes. *Neotropical Ichthyology*, 21(1), e220089. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2022-0089>
- Espinosa-Pérez, H., Valencia-Díaz, X. & Rodiles-Hernández, R. (2011). Peces dulceacuícolas de Chiapas, pp. 401-475. En: Álvarez, F. (Ed.). *Chiapas: Estudios sobre su diversidad biológica*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- Fricke, R., Eschmeyer, W. N., & Fong, J. D. (2024). Eschmeyer's catalog of fishes: genera/species by family/subfamily. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.as>). Electronic version [accessed 03 march 2024].
- Gilliam, J. F., & Fraser, D. F. (2001). Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. *Ecology*, 82(1), 258-273. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0258:MICEBP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0258:MICEBP]2.0.CO;2)
- Gómez-González, A. E., Velázquez-Velázquez, E., Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A., González-Acosta, A. F., & Castro-Aguirre, J. L. (2012). Lista sistemática de la ictiofauna en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 674-686. <https://doi.org/10.7550/rmb.24468>
- Gómez-González, A. E., Velázquez-Velázquez, E., Anzueto-Calvo, M. J., & Maza-Cruz, M. F. (2015). Fishes of the Grijalva River basin of México and Guatemala. *Check List*, 11(5), 1726. <https://doi.org/10.15560/11.1726>
- González-Díaz, A. A., Quiñones, R. M., Velázquez-Martínez, J., & Rodiles-Hernández, R. (2008). Fishes of La Venta River in Chiapas, México. *Zootaxia*, 1685, 47-54.
- González-Ávila, M. E., Vera-López, J. I., & Hernández-Solórzano, S. (2021). Estudio de la percepción ambiental geográfica de la contaminación de un arroyo urbano, Tonalá, Chiapas. *Región y sociedad*, 33, e1510. <https://doi.org/10.22198/rys2021/33/1510>
- Greenfield, D. W., Thomerson, J. E., & Taphorn, D. C. (1981). A review of the synbranchid eel genus *Ophisternon*. *Copeia*, 1981(3), 503-509.
- Higgins, C. L., & Wilde, G. R. (2005). The role of salinity in structuring fish assemblages in a prairie stream system. *Hydrobiologia*, 549, 197-203. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0844-7>
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) (2023). The IUCN Red List Threatened Species. Version 2015-4. Retrieved on March 14th, 2026 from: <http://www.iucnredlist.org>
- Larned, S. T., Datry, T., Arscott, D. B., & Tockner, K. (2010). Emerging concepts in temporary-river ecology. *Freshwater Biology*, 55, 717-738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02322.x>
- López-Segovia, E., Del Moral-Flores, L. F., Hernández-Arellano, T., Álvarez-Márquez, L. A., & Urbina-Domínguez, D. (2018). Inventario preliminar de la ictiofauna del Área de Protección de Recursos Naturales La Frailescana, Chiapas, sureste de México. *Lacandonia*, 2, 97-104.
- López-Vila, J. M., Velázquez-Velázquez, E., Ruiz-Velasco, J. C. & Teco-Mazariegos, S. (2009). Ictiofauna de la reserva ecológica El Canelar, Chiapas, México. *Lacandonia*, 3(1), 51-57.
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers, and benthic macroinvertebrates in Neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54(1), 165-180. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x>
- Lozano-Vilano, M. de L., & Contreras-Balderas, S. (1987). Lista zoogeográfica y ecológica de la ictiofauna continental de Chiapas, México. *The Southwestern Naturalist*, 32(2), 223-236.
- Matamoros, W.A., McMahan, C. D., Chakrabarty, P., Albert, J. S., & Schaefer, J. F. (2015). Derivation of the freshwater fish fauna of Central America revisited: Myers's hypothesis in the twenty-first century. *Cladistics*, 31(1), 177-188. <https://doi.org/10.1111/cla.12081>
- Meffe, G., & Snelson, F. F. (Eds.) (1989). *Ecology and evolution of livebearing fishes (Poeciliidae)*. Prentice Hall, Nueva Jersey, EUA.
- Miller, R. R. (1955). A systematic review of the Middle American fishes of the genus *Profundulus*. *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology of the University of Michigan*, 92, 1-64.
- Miller, R. R. (1966). Geographical distribution of Central American freshwater fishes. *Copeia*, 4, 773-802.
- Miller, R. R., Minckley, W.L., & Norris, S.M. (Eds.) (2005). *Freshwater fishes of México*. The University of Chicago Press. Chicago, USA.
- Miller, R. R., Minckley, W.L., & Norris, S.M. (Eds.) (2009). *Peces dulceacuícolas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Ictiológica Mexicana A. C., El Colegio de la Frontera Sur y Consejo de los Peces del Desierto México-Estados Unidos. Ciudad de México, México.
- Morcillo, F., Ornelas-García, C.P., Alcaraz, L., Matamoros, W.A., & Doadrio, I. (2016). Phylogenetic relationships and evolutionary history of the Mesoamerican endemic freshwater fish family Profundulidae (Cyprinodontiformes: Actinopterygii). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 94, 242-251. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2015.09.002>
- Myers, G. S. (1938). Freshwater fishes and West Indian zoogeography. *Annual Report of the board of Regents of the Smithsonian Institution*, 1937, 339-364.
- Myers, G. S. (1966). Derivation of the freshwater fish fauna of Central America. *Copeia*, 4, 766-773.
- Nelson, J. S. (Ed.) (2006). *Fishes of the World*. 4th ed. John Wiley and Sons. Hoboken, USA.
- Ornelas-García, C. P., Martínez-Ramírez, E., & Doadrio, I. (2015). Una especie nueva de ciprinodontiforme de la familia Profundulidae de las tierras altas de la región Mixteca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(4), 926-933. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.10.001>
- Parenti, R. L., & Rauchenberger, M. (1989). Systematic Overview of the Poeciliines. En: Meffe, G. K., & Snelson Jr., F. (Eds.). *Ecology and Evolution of Livebearing Fishes (Poeciliidae)*, (pp. 3-31). Prentice Hall. Nueva Jersey, USA.
- Peña-Lara, A. V. (2019). *Inventario de descargas de aguas residuales y tiraderos a cielo abierto en el cauce del Río Corral "Riito" generado por la localidad de Tonalá, Chiapas*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tonalá, Chiapas, México.
- Prat, N. (2024). Los ríos temporales en la península ibérica: notas históricas y alguna reflexión. *Ecosistemas*, 33(1), 2656. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2656>
- Reddy, K. R., & D'Angelo, E. M. (1997). Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5), 1-10. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00046-2)
- Rodiles-Hernández, R., Díaz-Pardo, E., & Lyons, J. (1999). Patterns in the species diversity and composition of the fish community of the Lacanja River, Chiapas, Mexico. *Journal of Freshwater Ecology*, 14(4), 455-468. <https://doi.org/10.1080/02705060.1999.9663704>
- Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A., & Chan-Sala, C. (2005). Lista de peces continentales de Chiapas, México. *Hidrobiológica*, 15(2), 245-253.
- Rodiles-Hernández, R., González-Díaz, A. A., González-Acosta, A. F., Soria-Barreto, M., Espinosa- & Pérez, H. S. (2013). Ictiofauna. En: Cruz Angón, A., Melgarejo, E. D., Camacho-Rico, F., Nájera-Cordero, K. C. (Eds.). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado*, (pp. 283-297). Chiapas, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Gobierno del Estado de Chiapas, México.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental – Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección.
- Soulé, M.E., Estes, J. A., Miller, B., & Honnold, D. L. (2005). Strongly interacting species: Conservation policy, management, and ethics. *BioScience*, 55, 168-176. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0168:SISCPM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0168:SISCPM]2.0.CO;2)

- Steward, A.L., Marshall, J. C., Sheldon, F., Harch, B., Choy, S., Bunn, S. E., & Tockner, K. (2011). Terrestrial invertebrates of dry river beds are not simply subsets of riparian assemblages. *Aquatic Science*, 73, 551-566. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0217-4>
- Steward, A. L., von Schiller, D., Tockner, K., Marshall, J. C., & Bunn, S.E. (2012). When the river runs dry: human and ecological values of dry riverbeds. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(4), 202-209. <https://doi.org/10.1890/110136>
- Steward, A. L., Negus, P., Marshall, J. C., Clifford, S. E., & Dent, C. (2018). Assessing the ecological health of rivers when they are dry. *Ecological Indicators*, 85, 537-547. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.053>
- Ter Braak, C. J. F., & Verdonschot, P. F. M. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57, 255-289. <https://doi.org/10.1007/BF00877430>
- Trujillo-Jiménez, P. & Toledo-Beto, H. (2007). Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia Sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Revista Biología Tropical*, 55(2), 603-615. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6035>
- Turner, J. S., & Snelson Jr., F. F. (1984). Population structure, reproduction and laboratory behavior of the introduced *Belonesox belizanus* (Poeciliidae) in Florida. *Environmental of Biology Fishes*, 10, 89-100. <https://doi.org/10.1007/BF00001665>
- Vardakas, L., Kalogianni, E., Zogaris, S., Koutsikos, N., Vavalidis, T., Koutsoubas, D., & Skoulikidis, N. Th. (2015). Distribution patterns of fish assemblages in an Eastern Mediterranean intermittent river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416, 30. <https://doi.org/10.1051/kmae/2015026>
- Velázquez-Velázquez, E., García-García, M. A., Villatoro-Álvarez, V. A., González-Velázquez, L. F., & Rivera-Velázquez, G. (Eds.) (2007). *Guía ilustrada para identificar los peces del río Coapa, Chiapas, México*. Chiapas, México. Colección Jaguar.
- Velázquez-Velázquez, E., Vega-Cendejas, M. E., & Navarro-Alberto, J. (2008). Spatial and temporal variation of fish assemblages in a coastal lagoon of the Biosphere Reserve La Encrucijada, Chiapas, Mexico. *Revista biología tropical*, 56(2), 557-574. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i2.5608>
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M., & Ruiz-Velasco, J. C. (Eds.) (2010). *Peces de la Reserva Ecológica "El Canelar", Chiapas, México*. Colección Jaguar. Chiapas, México.
- Velázquez-Velázquez, E., Contreras-Balderas, S., Domínguez-Cisneros, S. E., & Gómez-González, A. E. (2013). Riqueza y diversidad de peces continentales. En: Cruz Angón, A., Melgarejo, E. D., Camacho-Rico, F., Nájera-Cordero, K. C. (Eds.). *La biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado* (pp. 275-282), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Gobierno del Estado de Chiapas. Chiapas, México.
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J. M., Gómez-González, A. E., Romero-Berny, E.I., Liévano-Trujillo, J. L., & Matamoros, W. A. (2016). Checklist of the continental fishes of the state of Chiapas, Mexico, and their distribution. *ZooKeys*, 632, 99-120. <https://doi.org/10.3897/zookeys.632.9747>
- Vidal-Abarca, M. R., Gómez, R., Sánchez-Montoya, M. M., Arce, M. I., Nicolás, N., & Suárez, M. L. (2020). Defining dry rivers as the most extreme type of non-perennial fluvial ecosystems. *Sustainability*, 12(17), 7202. <https://doi.org/10.3390/su12177202>
- Williams, D. D. (Ed.) (1987). *The ecology of temporary Waters*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-6084-1>
- Zar, J. H. (Ed.) (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey. USA.

Anexo / Annex

Tabla A1. Discriminación de las especies de peces basados en su contribución relativa entre sitios y meses por el análisis SIMPER del río, El Riito, Tonalá, Chiapas, México. En paréntesis se encuentran los porcentajes de disimilitud. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aaen = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Table A1. Discrimination of fish species based on their relative contribution between sites and months by SIMPER analysis of the El Riito River, Tonalá, Chiapas, Mexico. The percentages of dissimilarity are shown in parentheses. Psph = *Poecilia sphenops*, Pfas = *Poeciliopsis fasciata*, Pple = *Poeciliopsis pleurospilus*, Ppun = *Profundulus punctatus*, Aaen = *Astyanax aeneus*, Rpar = *Rhamdia parryi*; Oaen = *Ophisternon aenigmaticum*.

Sitio	1 vs. 2	1 vs. 3	1 vs. 4	1 vs. 5	1 vs. 6	2 vs. 3	2 vs. 4	2 vs. 5	2 vs. 6	3 vs. 4	3 vs. 5	3 vs. 6	4 vs. 5	4 vs. 6	5 vs. 6
	(67.6 %)	(58.9 %)	(50.5 %)	(56.6 %)	(50.2 %)	(64.0 %)	(66.1 %)	(69.4 %)	(81.5 %)	(19.4 %)	(20.8 %)	(26.7 %)	(21.5 %)	(24.3 %)	(21.9 %)
Psph	23.3	11.4	10	14.2	12.4	33.2	30.3	33.1	40	17	27.6	23.1	28.8	31.1	32
Pple	20.4	13.6	25.6	24.4	23.9	27.8	36.2	34.3	28.2	24.4	26.5	-	20.9	17.8	21.3
Pfas	16.9	31.8	18.5	17.1	20.9	20.6	15.6	15.2	14.8	46.9	45.8	71.1	39.5	40.6	46.6
Ppun	17.7	24	23.4	24.6	30.9	18.4	17.9	17.5	17	11.8	-	-	10.8	10.5	-
Rpar	11.4	9.7	11.3	9.9	7.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Aaen	6.7	-	7.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Mes	Sep-22 vs. Oct-22	Sep-22 vs. Nov-22	Sep-22 vs. Ene-23	Oct-22 vs. Nov-22	Oct-22 vs. Ene-23	Nov-22 vs. Ene-23
	33.7 %	36.9 %	50.9 %	47.6 %	62.5 %	55.6 %
Psph	31.2	29.4	11.4	32.5	15.7	23.0
Pple	30.7	24.2	23.9	24.7	20.3	18.7
Pfas	28.5	27.5	17.3	26.0	16.2	18.3
Ppun	-	18.9	25.0	16.9	27.0	19.0
Rpar	-	-	11.3	-	10.7	10.7
Aaen	-	-	7.3	-	6.6	6.8