

Hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Vigirima (Guacara, Carabobo-Venezuela)

Aquatic Hyphomycetes as Environmental Quality Bioindicators in the Vigirima River (Guacara, Carabobo-Venezuela)

Rafael Fernández^{a, c}, Gunta Smits^b

RESUMEN

Los hifomicetos acuáticos son microorganismos fúngicos imperfectos principalmente de cuerpos de agua loticos, que degradan material vegetal en los mismos, y permiten el ciclaje de nutrientes. La estructura y la actividad de la comunidad de hifomicetos acuáticos son sensibles a los cambios de las condiciones ambientales, impulsados por las actividades humanas, como los aumentos en la concentración de nutrientes y coliformes. Por lo tanto, podrían usarse como bioindicadores que diagnostiquen perturbaciones antropogénicas. Semanalmente durante un año, se determinaron los hifomicetos acuáticos (riqueza de especies y concentración de conidios), coliformes (totales y fecales), nutrientes (NO_2^{-2} , NO_3^{-3} , PO_4^{-3} y SO_4^{-2}) y parámetros físico-químicos (temperatura, pH, conductividad, O_2), en dos zonas del río: A) cabecera (sin afectación) y B) aguas abajo “con afectación”. Un total de 63 especies fueron identificadas. La riqueza de especies fue menor en el tramo que fluye a través de campos agrícolas “B” (38/7 especies exclusivas) que en el que fluye a través de vegetación nativa “A” (57/23 exclusivos). En la zona B, decreció la concentración de conidios en relación al aumento de coliformes. Las especies más sensibles al cambio ambiental fueron: *Brachiosphaera tropicalis*, *Clavatospora stellata*, *Culicidospora gravida*, *Diplocladiella longibrachiata*, *F. crassa*, y *Tetraploa cf. aristata*, mientras que las especies tolerantes fueron: *Alatospora acuminata*, *Anguillospora longissima*, *C. antenatum*, *C. pellucidum*, *Camposporidium sp.*, *Campylospora chaetocladii*, *C. filicladia*, *Clavatospora tentacula*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flagellospora curvula*, *Helicomycetes torquatus* y *Triscelophorus monosporus*, incluyendo siete nuevos reportes para Venezuela: *Acumispora biseptada*, *Acumispora phragmospora*, *Crucispora ponapensis*, *Heliscus lugdunensis*, *Hirudinaria macrospora*, *Mahabalella dimorpha* y *Spirosphaera floriforme*.

PALABRAS CLAVE: hongos Ingoldianos; dematiáceos; intervenciones humanas; impacto ambiental

ABSTRACT

Aquatic hyphomycetes are imperfect fungal microorganisms typical of forest stream, which degrade plant material, allowing the cycling of nutrients. Aquatic hyphomycete community structure and activity are sensitive to changes in environmental conditions driven by human activities, such as increases in nutrient and coliforms. Therefore, they could be used as bioindicator in the diagnosis of anthropogenic disturbance. Weekly for a year, aquatic hyphomycetes (species richness and conidia concentration), coliforms (total and fecal), nutrients (NO_2^{-2} , NO_3^{-3} , PO_4^{-3} and SO_4^{-2}) and physico-chemical parameters (temperature, pH, conductivity and O_2), were assessed in two stream reaches: A) headwaters (unaffected) and B) downstream “affected”. A total of 63 aquatic hyphomycete species were identified. Species richness was lower in the stream reach flowing through agricultural fields “B” (38/7 exclusive), than in the one flowing through native vegetation “A” (57/23 exclusive). In the B stream reach, conidia concentration was lower in relation to the increase in coliforms. The species most sensitive to environmental change were: *Brachiosphaera tropicalis*, *Clavatospora stellata*, *Culicidospora gravida*, *Diplocladiella longibrachiata*, *F. crassa*, and *Tetraploa cf. aristata*, while tolerant were: *Alatospora acuminata*, *Anguillospora longissima*, *C. antenatum*, *C. pellucidum*, *Camposporidium sp.*, *Campylospora chaetocladii*, *C. filicladia*, *Clavatospora tentacula*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flagellospora curvula*, *Helicomycetes torquatus* and *Triscelophorus monosporus*, including seven new reports for the country: *Acumispora biseptada*, *Acumispora phragmospora*, *Crucispora ponapensis*, *Heliscus lugdunensis*, *Hirudinaria macrospora*, *Mahabalella dimorpha* and *Spirosphaera floriforme*.

KEY WORDS: Ingold fungi; dematiaceous; human interventions; environmental impact

a Universidad de Carabobo, Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología, Departamento de Biología, Centro de Biotecnología Aplicada (CBA). Valencia, República Bolivariana de Venezuela. ORCID Fernández, R.: 0000-0002-6766-9206

b Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias, Instituto de Biología Experimental, Laboratorio de Fitopatología. Caracas, República Bolivariana de Venezuela. ORCID Smits, G.: 0000-0003-0850-2833

c Autor de correspondencia: rfernandez2@uc.edu.ve

Recepción: 5 de junio de 2020. Aceptación: 2 de febrero de 2021

Introducción

Los bioindicadores se definen como procesos biológicos, especies o comunidades de organismos que evalúan la calidad del medio ambiente terrestre u acuático en espacio y tiempo, ya sea por perturbaciones antropogénicas o factores estresantes naturales (Holt y Miller, 2010), utilizando animales, plantas y microorganismos (Asif et al., 2018), siendo ventajoso su uso, ya que el impacto biológico sinérgico o antagonístico puede ser determinado fácil y rápidamente, debido a que se pueden contabilizar dada su prevalencia, siendo económicamente viable a otros sistemas más especializados (Parmar et al., 2016). La sensibilidad o tolerancia de los organismos vertebrados (mamíferos, aves, peces y anfibios), invertebrados (nematodos, oligoquetos, moluscos), plantas superiores e inferiores (briofitas, líquenes), algas y microorganismos (bacterias, fito y zooplankton), a nivel de especie o a nivel de comunidad, permite biomonitorizar a través de la riqueza de estos, la biodiversidad en dicho ambiente y así detectar si hay afectación ambiental (Zaghloul et al., 2020) y tomar los correctivos de manera oportuna (Markert et al., 2003).

Los hifomicetos acuáticos son microorganismos fúngicos que están presentes en los ecosistemas dulceacuícolas, en su forma imperfecta (ascomicetos y basidiomicetes asexuales), adaptados para crecer, reproducirse y dispersarse en dichos ambientes, debido a su potencial descomponedor del material vegetal sumergido, principalmente en sistemas lóticos (Bärlocher, 1992), pero en menor grado en lagos o lagunas (sistemas lénticos) (Da Silva et al., 2019). La colonización realizada por estos hongos en ríos o riachuelos, se da en hojas, madera, flores y frutos, estableciendo un valioso eslabón en la cadena trófica, entre el diverso material vegetal sumergido y los macroinvertebrados acuáticos, conformando una comunidad constituida por los conidios libres en el cuerpo de agua y los conidióforos desarrollados en la superficie de los sustratos (Descals y Moralejo, 2001), de tal forma, se catalogan como bioindicadores de calidad ambiental, ya que su presencia se asocia a buenas condiciones microbiológicas y fisicoquímicas del agua (Fernández et al., 2017).

Las especies de este grupo de hongos acuáticos se distribuyen en todo el gradiente latitudinal, no

obstante, la mayoría se ha reportado en las regiones templadas (Jabiol et al., 2013), con riqueza de especies similares en zonas climáticas parecidas (Duarte et al., 2016), sin embargo, se hallan pocos trabajos en las regiones del neo trópico que lo avalen, ya que dicha zona es la de mayor biodiversidad (Schoenlein-Crusius y Grandi, 2003). Asimismo, varían con la estacionalidad en zonas templadas (Iqbal, 1997), con el periodo de lluvias y sequía en el trópico (Tsui et al., 2016), con la temperatura (Seena et al., 2019), con el tipo de sustrato, parámetros fisico-químicos del agua, factores climatológicos (Justiniano y Betancourt, 1989), interacciones interespecíficas (Chauvet, 1991) y composición química del material foliar (Ferreira et al., 2016).

En los ecosistemas de ríos, el monitoreo biológico se realiza mediante peces, perifito (fito plancton) y macro invertebrados (insectos acuáticos) (Li et al., 2010), estableciéndose efectivos índices de integridad biológica en peces (Sajina et al., 2021) e insectos acuáticos (Sumudumali y Jayawardana, 2021). No obstante, los microorganismos fúngicos como los hifomicetos acuáticos, son poco estudiados como bioindicadores, a pesar que son afectados en su diversidad y función ecológica por actividades humanas, tales como el cambio de uso de la tierra, la eutrofización o contaminación y el cambio climático (Bärlocher, 2016). En este sentido, dadas las escasas investigaciones con este grupo de organismos en Venezuela y en el neo trópico, así como su potencial papel bioindicador de calidad del agua, a través de la riqueza de especies, concentración de conidios, especies sensibles y tolerantes, este trabajo tuvo como objetivo registrar los hifomicetos acuáticos en el río Vigirima (fuente primordial de agua para regadíos de cultivos), así como su rol bioindicador de diagnóstico adicional de perturbación antropogénica, comparando dos sectores del río con diferente grado de afectación, a fin de determinar especies marcadoras o no de contaminación y corroborar que una mayor riqueza de especies y concentración de esporas son indicativo de calidad ambiental.

Materiales y métodos

El estudio se realizó durante un año (enero-diciembre 2014) en dos zonas del río Vigirima

(tributario de la cuenca del lago de Valencia) en el sector Cacho Mocho, cerca de la edificación turística “Quinta Pimentel” (Parque Nacional San Esteban), del municipio Guacara del estado Carabobo-Venezuela: A) cabecera, “sin afectación”; 10°20’50” N y -67°52’15” O; 453 msnm. B) zona rural aguas abajo “con afectación” (a 200 m de A), dedicada al cultivo y cría de subsistencia; 10°20’25” N y -67°52’35” O; 402 msnm (Figura 1). Los sectores del río evaluados presentaron una vegetación ribereña de tipo selva hidrófila megatérmica (Huber y Alarcón, 1988) y morfometría con tramos de secuencias escalonadas “step-pool” con rocas de mediano tamaño, acompañadas de partículas de arena y arcilla.



Figura 1. Localización cartográfica del sitio de estudio: a) República Bolivariana de Venezuela; b) municipio Guacara (sombreado de color gris); c) hidrología de Guacara. Fuente: elaboración propia

Los hifomicetos acuáticos se obtuvieron semanalmente durante un año (periodo de lluvias “mayo-noviembre” y el periodo de sequía “diciembre-abril”), recolectando por semana para cada zona (A y B) del río, 30 muestras al azar de espuma natural. Se

determinó el número de especies por mes, la frecuencia relativa (número de meses en que aparece la especie; tres grupos: a) <25% “rara o poco frecuente”, b) 25-75% “frecuente” y c) >75% “muy frecuente”) y la concentración de conidios (conidios/mL) por mes de cada especie. Las muestras de espuma se tomaron con una espátula cóncava estéril, transportada en envases de vidrio estériles de 100 mL, fijada con fucsina en lactofenol al 1%, y posteriormente, examinada al microscopio de luz (Smits et al., 2007), tomando 30 réplicas de 0,05 mL por muestra. La identificación de conidios se realizó principalmente con la clave taxonómica para hifomicetos del Neo trópico de Santos-Flores y Betancourt-López (1997), empleando un aumento de 400x.

En cada sector del río, se tomaron al azar 10 muestras de agua en recipientes de vidrio estériles de 500 mL, refrigeradas a 4°C, y posteriormente se determinaron parámetros físico-químicos y microbiológicos, considerando la Norma Venezolana COVENIN 2709/2002 (Covenin, 2002 citado por Storaci et al., 2013) y la Norma para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos de Venezuela (Decreto 883, Presidencia de Venezuela, 1995). Las mediciones de conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y pH fueron realizadas *in situ* en las áreas de toma de muestra de espuma y agua, mediante dispositivos multifuncionales OAKTON. La cuantificación de nutrientes (nitrito, nitrato fosfato y sulfato) fue efectuada a partir de 1000 mL de agua del río, usando un espectrofotómetro UV Thermo, según métodos de APHA (2005).

El número de unidades formadoras de colonias (UFC/100 mL) del grupo de coliformes totales y coliformes fecales se cuantificó según las Normas Venezolanas COVENIN 2409/1986 (Covenin, 1986 citado por Storaci et al., 2013) y 1086/1984 (Covenin, 1984 citado por Storaci et al., 2013). De cada muestra colectada, se realizaron las siembras de 0,05 mL (por triplicado) en placas con agar MacConkey, incubándose a 37°C (coliformes totales) y a 44°C (coliformes fecales) y lectura a las 24 h (APHA, 2005).

Los datos obtenidos de los análisis físico-químicos, microbiológicos, riqueza y concentración de conidios de hifomicetos acuáticos, fueron agrupados

por mes y procesados mediante los programas estadísticos: Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) v. 18 y Past v. 2.17. Se realizó análisis de U de Mann-Whitney y de Componentes Principales (ACP) (Hammer et al., 2001).

Resultados y discusión

En el presente estudio se registró una riqueza de hifomicetos acuáticos de 63 especies, 57 en la zona sin impacto ambiental (zona A) y 38 en la zona con afectación (zona B), encontrándose de manera exclusiva, 23 especies para la zona A y siete para la zona B (Tabla 1). Asimismo, se hallaron siete nuevos reportes de especies para el país: *Crucispora ponapensis*, *Heliscus lugdunensis* y *Spirosphaera floriforme* que son hongos Ingoldianos y *Acumisporea biseptada*, *Acumisporea phragmospora*, *Hirudinaria macrospora* y *Mahabalella dimorpha* que son hongos demataceos u acuáticos terrestres (Figura 2), siguiendo la categorización ecológica que describen a los primeros por tener esporas “hialinas” de morfología hidrodinámica (tetraradiadas, multi radiadas, sigmoides), que cumplen todo el ciclo de vida en el agua y los segundos de conidios “pardo o marrón” que no presentan la morfología de las primeras, siendo facultativos al crecer en sustratos vegetales sumergidos y ambientes terrestres (Descals y Moralejo, 2001; Descals, 2005). Con ello se incrementa la diversidad de estos en América Latina, y en particular en Venezuela, luego de la actualización de hifomicetos acuáticos (88 especies) (Fernández y Smits, 2015) y el último reporte de siete especies en el río Guaquira (Fernández y Smits, 2018), con los siete nuevos registros en este trabajo, se llega en Venezuela a 102 especies, 91 de las cuales, son adicionadas en los últimos 20 años por nuestro grupo de investigación, luego de más de 40 años del primer trabajo en este tipo de organismos en diferentes ríos de Venezuela, realizado por el sueco Nilsson (1962), donde se describen 11 especies. Por lo cual, se reafirma que el grupo de hifomicetos acuáticos en Venezuela es diverso y rico (Fernández y Smits, 2015).

La frecuencia de las especies durante el año de muestreo, fue variable encontrando especies muy frecuentes (>75%), frecuentes (25-75%) y raras o poco frecuentes (<25%). Para el primer y segundo

grupo fueron 13 y 20 especies, respectivamente, mientras que el tercero estuvo conformado por 30 especies restantes (Tabla 1). Las especies más frecuentes o frecuentes durante esta investigación también se han identificado en otros cursos de agua de Venezuela ya evaluados (Fernández y Smits, 2005; Cressa y Smits, 2007; Smits et al., 2007; Fernández y Smits, 2009; Pinto et al., 2009, Fernández y Smits,

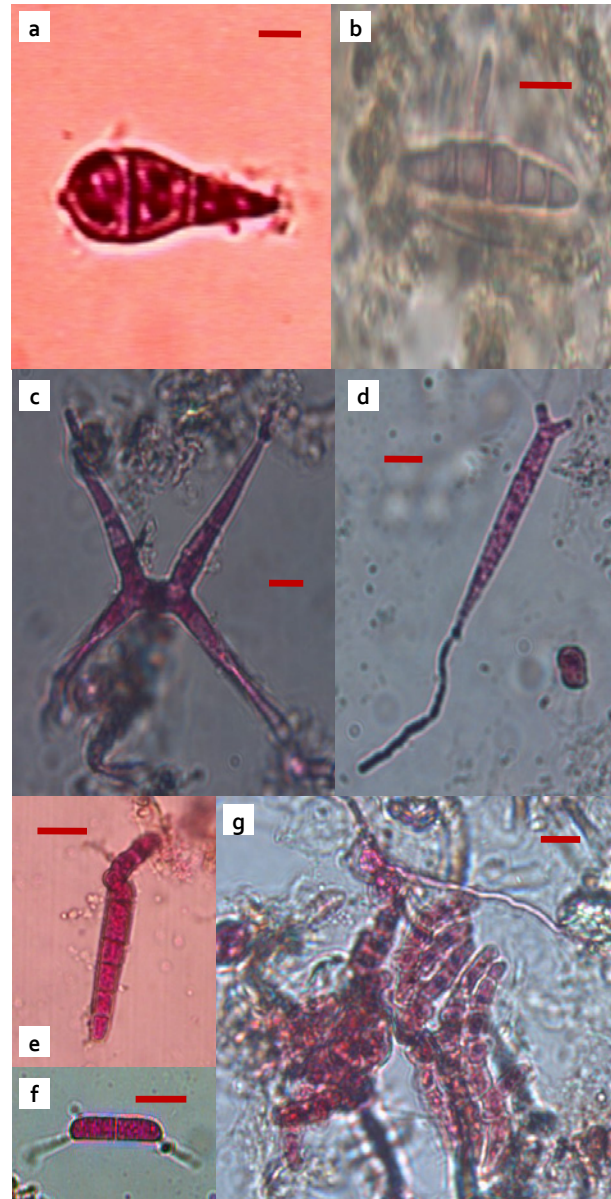


Figura 2. Nuevos reportes de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela: a) *Acumisporea biseptada*; b) *Acumisporea phragmospora*; c) *Crucispora ponapensis*; d) *Heliscus lugdunensis*; e) *Hirudinaria macrospora*; f) *Mahabalella dimorpha*; g) *Spirosphaera floriforme*. Escala 10 μ m

2011; Pinto y Smits, 2012; Fernández y Smits, 2013; Storaci et al., 2013, 2014; Fernández y Smits, 2016; Fernández et al., 2017; Fernández y Smits, 2018); la mayoría de estas presentan conidios de morfología tetra radiada, que ofrece una ventaja competitiva en los ensamblajes de hifomicetos acuáticos, en

contraste a las especies de conidios con morfología compacta y sigmoidea (Dang et al., 2007). Además, es usual que aparezcan especies pocas veces “raras” durante el estudio, coincidiendo con Betancourt et al. (1987) en ríos de Puerto Rico.

Tabla 1. Registro mensual de especies de hifomicetos acuáticos en el río Vigirima, en dos zonas según la afectación ambiental

| Especies | Meses | | | | | | | | | | | | Fr | |
|--|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|
| | E | F | M | A | Ma | Ju | J | Ag | S | O | N | D | | |
| <i>Acumispora biseptata</i> Matsushima | | | | | | | • | | | | | | | □ |
| <i>Acumispora phragmospora</i> Matsushima | | | | | | | | | | • | | | | □ |
| <i>Alatospora acuminata</i> Ingold | •▼ | • | • | •▼ | •▼ | •▼ | | •▼ | | • | | •▼ | ◇ | |
| <i>Alatospora crassa</i> Ingold | •▼ | •▼ | •▼ | • | •▼ | • | •▼ | | • | •▼ | | •▼ | ◇ | |
| <i>Anguillospora gigantea</i> Ranzoni | •▼ | • | •▼ | | • | | •▼ | • | | •▼ | | •▼ | ○ | |
| <i>Anguillospora longissima</i> Sacc & Syd | •▼ | •▼ | • | • | • | •▼ | • | • | • | • | • | •▼ | ◇ | |
| <i>Beltrania rhombica</i> Penzig | | | • | • | • | | • | | • | | • | | ◇ | |
| <i>Brachiosphaera tropicalis</i> Nawawi | • | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | ◇ | |
| <i>Camposporidium</i> sp. | | • | | • | | ▼ | • | | | • | | • | ○ | |
| <i>Camposporium antenatum</i> Harkn. | ▼ | • | •▼ | • | • | • | • | • | •▼ | • | • | ▼ | ◇ | |
| <i>Camposporium pellucidum</i> Grove | | | • | •▼ | | • | | | •▼ | • | • | | ○ | |
| <i>Campylospora chaetocladia</i> Ranzoni | | •▼ | ▼ | •▼ | • | •▼ | | •▼ | ▼ | •▼ | •▼ | •▼ | ◇ | |
| <i>Campylospora filicladia</i> Nawawi | | •▼ | •▼ | •▼ | • | • | •▼ | •▼ | •▼ | • | • | | ◇ | |
| <i>Campylospora parvula</i> Kuzuha | | • | | • | • | • | • | •▼ | • | ▼ | • | • | ◇ | |
| <i>Campylospora</i> sp. | •▼ | | •▼ | | ▼ | • | | •▼ | | •▼ | •▼ | •▼ | ○ | |
| <i>Clavariopsis aquatica</i> D. Wild | • | • | | | | | | | | | | | □ | |
| <i>Clavatospora stellata</i> Ingold | | | | | | •▼ | | | | | •▼ | | □ | |
| <i>Clavatospora tentacula</i> Sv. Nilsson | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | ▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | ◇ | |
| <i>Crucispora ponapensis</i> Matsushima | | | | | | | | • | | | | | □ | |
| <i>Culicidospora gravida</i> R. H. Petersen | • | • | • | | | • | •▼ | •▼ | • | •▼ | • | • | ◇ | |
| <i>Dicranidium gracile</i> Matsushima | | | | | ▼ | ▼ | | | | | | | □ | |
| <i>Diplocladiella longibrachiata</i> Nawawi & Kuthub. | | | | •▼ | • | •▼ | | | •▼ | •▼ | •▼ | | ○ | |
| <i>Diplocladiella scalaroides</i> Arnaud | | | | | | | •▼ | | • | | | | □ | |
| <i>Diplocladiella</i> sp. | • | | | | ▼ | •▼ | | | | ▼ | | •▼ | ○ | |

Continúa

| Especies | Meses | | | | | | | | | | | | Fr |
|--|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | E | F | M | A | Ma | Ju | J | Ag | S | O | N | D | |
| <i>Dwayaangam cornuta</i> Descals | | | | | ▼ | | | | | | | | □ |
| <i>Flabellospora acuminata</i> Descals & Webster | • | •▼ | •▼ | • | | •▼ | •▼ | •▼ | | | | •▼ | ○ |
| <i>Flabellospora crassa</i> Alasoadura | • | | | •▼ | •▼ | | •▼ | •▼ | | •▼ | | •▼ | ○ |
| <i>Flabellocladia tetracladia</i> Alasoadura | •▼ | | | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | | •▼ | | | •▼ | ○ |
| <i>Flagellospora curvula</i> Ingold | •▼ | •▼ | | •▼ | | •▼ | •▼ | | •▼ | | | •▼ | ○ |
| <i>Flagellospora verticillata</i> Alas | | | •▼ | •▼ | | •▼ | | | •▼ | | •▼ | •▼ | ○ |
| <i>Helicoma</i> sp. | | | | • | | | | | | | | | □ |
| <i>Helicomycetes colligatus</i> Moore | | | | | •▼ | | | •▼ | | | •▼ | •▼ | ○ |
| <i>Helicomycetes roseus</i> Link | | | • | | | | | | | | | | □ |
| <i>Helicomycetes</i> sp. | • | | | | •▼ | •▼ | | | •▼ | | | •▼ | ○ |
| <i>Helicomycetes torquatus</i> Lane & Shearer | | • | | | •▼ | | •▼ | • | | | •▼ | | ○ |
| <i>Heliscus lugdunensis</i> Sacc. & Therry | | | | | | | | | | • | | | □ |
| <i>Heliscus submersus</i> Hudson | • | • | | | | • | | • | | • | | • | ○ |
| <i>Hirudinaria macrospora</i> Ces. | | | | | | | | | | • | | | □ |
| <i>Hydrometrospora symetrica</i> Gönczöl | • | • | | | | | | | | | | | □ |
| <i>Isthmotricladia gombakiensis</i> Nawawi | | •▼ | | | | | | | •▼ | | •▼ | | □ |
| <i>Isthmotricladia quadricellularia</i> Matsushima | • | | | | | | | | | | | | □ |
| <i>Lemoniera aquatica</i> D. Wild. | | | • | • | | | • | | | | | | □ |
| <i>Lunulospora curvula</i> Ingold | • | | •▼ | | | •▼ | | | •▼ | | •▼ | •▼ | ○ |
| <i>Lunulospora cymbiformis</i> K. Miura | • | | | | | •▼ | ▼ | | | | ▼ | •▼ | ○ |
| <i>Mahabalella dimorpha</i> Matsushima | | | | | | | | | • | | | | □ |
| <i>Phalangispora constricta</i> Nawawi & Webster | | •▼ | • | | •▼ | | | | • | •▼ | | •▼ | ○ |
| <i>Phalangispora nawawi</i> Kuthub | | • | | | | | | • | | | | | □ |
| <i>Scorpiosporium angulatum</i> (Ingold) Iqbal | | • | | | | | | | | | | | □ |
| <i>Scorpiosporium chaetocladium</i> (Ingold) Iqbal | • | | | | | | | | | | | | □ |
| <i>Scorpiosporium</i> sp. | • | | | | | | | • | | | | | □ |
| <i>Scutisporus brunneus</i> Ando & Tubaki | • | | | | | | | | | | | • | □ |
| <i>Speriopsis hyalospora</i> Subramanian & Lodha | | • | | | | | | | | | | | □ |
| <i>Speriopsis pedatospora</i> Tubaki | | | | | • | • | | | | | | | □ |
| <i>Spirosphaera floriforme</i> Beverw. | | | | | | | | | | | | • | □ |

Continúa

| Especies | Meses | | | | | | | | | | | | Fr |
|---|-------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | E | F | M | A | Ma | Ju | J | Ag | S | O | N | D | |
| <i>Tetracladium marchalianum</i> De Wildeman | | • | | • | • | • | • | • | • | • | • | | ◊ |
| <i>Tetracladium segiterum</i> Grove | | • | | | • | | | | | • | | | □ |
| <i>Tetraploa cf. aristata</i> Berkely & Broome | | | • | | | • | • | • | | •▼ | | | ○ |
| <i>Triscelophorus acuminatus</i> Nawawi | •▼ | | •▼ | •▼ | | •▼ | •▼ | •▼ | | | •▼ | •▼ | ○ |
| <i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | • | • | •▼ | •▼ | •▼ | •▼ | • | •▼ | ◊ |
| <i>Triscelophorus ponapensis</i> Matsushima | | | | | • | • | | | | | | | □ |
| <i>Triscelophorus porosporiferum</i> Matsushima | ▼ | | | | | • | | | | | | | □ |
| <i>Trinacrium incurvum</i> Matsushima | | | | | • | | | | | | | | □ |
| <i>Varicosporium delicatum</i> S.H. Iqbal | | | | | • | | | | | | | | □ |

Zonas según la perturbación ambiental. A (•) sin afectación; B (▼) con afectación. Frecuencia de las especies. >75% (◊); 25-75% (○); <25% (□). E: Enero; F: Febrero; M: Marzo; A: Abril; Ma: Mayo; Ju: Junio; J: Julio; Ag: Agosto; S: Septiembre; O: Octubre; N: Noviembre; D: Diciembre.

En relación al número de especies por mes, se presentó baja variación en ambas zonas (A: 21-30 y B: 11-22), siendo la riqueza de especies significativamente mayor en la zona sin perturbación. Con respecto, al número de conidios/mL, cambió en todos los meses, siendo significativamente menor la concentración en la zona perturbada (12-182) (Figura 3). Esta fluctuación es constante en estos estudios, ya que ecológicamente, estos organismos son cosmopolitas, independientemente de la altitud y latitud (Koske y Duncan, 1974), circunscribiéndose principalmente en riachuelos o ríos translúcidos, de mediana turbulencia y buena aireación (Ingold, 1975), aunado a las condiciones físico-químicas, de vegetación ribereña e interacciones interespecíficas e intraespecíficas (Ferreira et al., 2016).

Otro factor que influye en la distribución de estos hongos, es la estacionalidad en zonas templadas o los periodos de precipitación en zonas tropicales. Para el primer caso, la concentración máxima de conidios se encuentra en el otoño e inicios del invierno (Gönczöl y Révay, 1999), a diferencia del verano, donde usualmente se hallan las especies distintivas de las regiones tropicales (Chauvet, 1991), mientras en la franja tropical, la variación en el número de especies es exigua, quedando ligada su diversidad y riqueza,

a cambios físico-químicos y biológicos en los cursos loticos, asociado a su vez con aspectos climatológicos (Betancourt et al., 1987), con una mayor riqueza y diversidad en periodo de lluvias (Paliwal y Santi, 2009). En este sentido, las variaciones mensuales del número de especies de hongos acuáticos en las dos zonas estudiadas, no permite inferir un patrón entre los periodos, debido a que no se observó una reducción o un aumento considerable del ensamblaje de organismos (Schoenlein-Crusius, 2015).

Los parámetros físico-químicos y microbiológicos de las zonas (Tabla 2 y 3), según el Decreto 883 no presentó gran variación. Los mayores valores de temperatura, conductividad, nitrato y coliformes se obtuvieron en la zona B, y de pH para la zona A. Los valores de oxígeno disuelto ($O_2 \geq 4 \text{ mg L}^{-1}$) y pH (6,0-8,5) en la cabecera o zona A (O_2 : 6,4 -7,3 mg L^{-1} ; pH: 7,5-8,4), y aguas abajo (O_2 : 6,3-7,9 mg L^{-1} ; pH: 6,6-7,4), indicaron un adecuado nivel de oxigenación y pH cercano a la neutralidad, que beneficia el desarrollo de la biota. La conductividad (10 a 350 $\mu\text{S cm}^{-1}$) y la temperatura en sistemas dulceacuícolas ($\leq 29^\circ\text{C}$), con vegetación ribereña nativa abundante para la zona A (182-244 $\mu\text{S cm}^{-1}$; 20,1-22,5 $^\circ\text{C}$) y menor vegetación por las actividades agrícolas en el entorno de la zona B (260-300 $\mu\text{S cm}^{-1}$; 22,3 y 24 $^\circ\text{C}$)

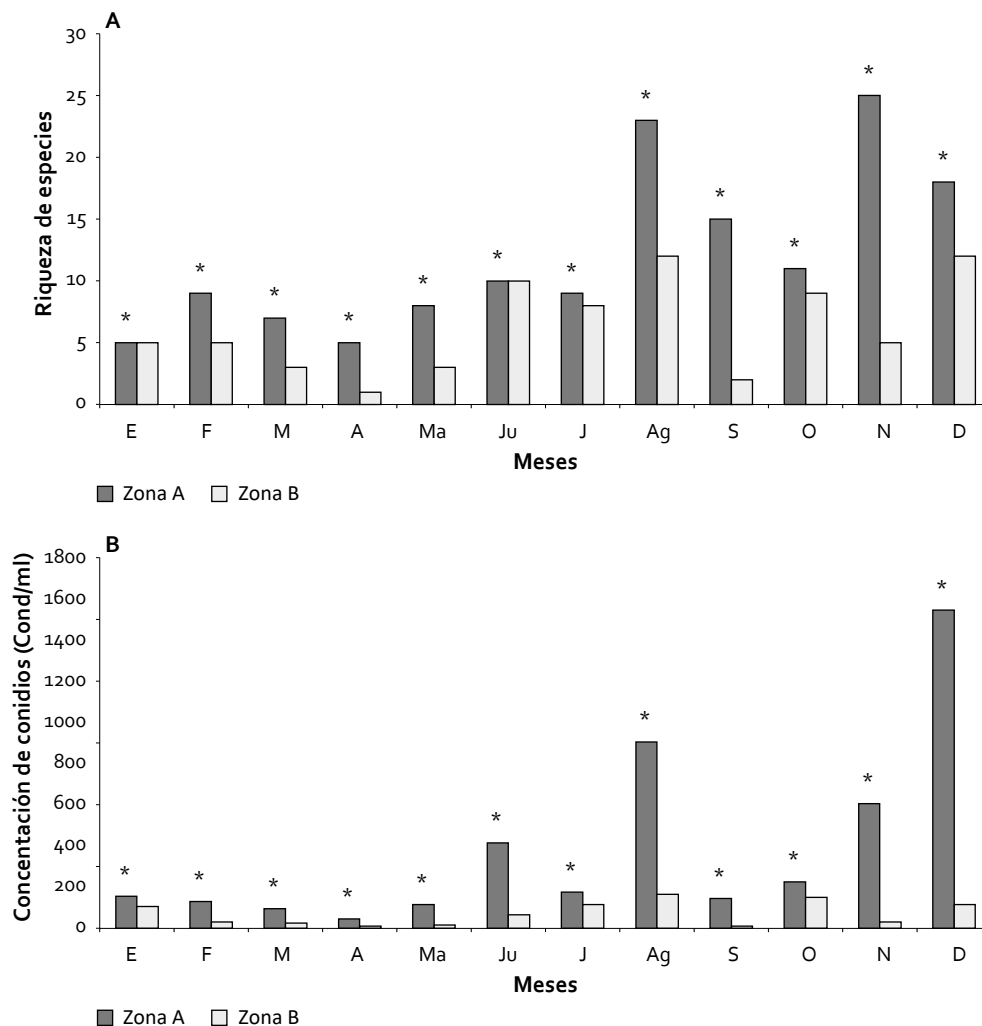


Figura 3. (a) especies y (b) concentración de esporas de hifomicetos acuáticos en río Vigirima (Venezuela). Zona A: sin afectación; Zona B: con afectación antrópica. E: Enero; F: Febrero; M: Marzo; A: Abril; Ma: Mayo; Ju: Junio; J: Julio; Ag: Agosto; S: Septiembre; O: Octubre; N: Noviembre; D: Diciembre. *: diferencias con la prueba Mann-Whitney ($P < 0,05$).

favorece el óptimo desarrollo de la vida acuática. Los nutrientes esenciales de sulfato ($\text{SO}_4^{2-} \leq 250 \text{ mg L}^{-1}$; 12,6-20,2 mg L^{-1} en A y 12,2-17,6 mg L^{-1} en B), fósforo ($\text{PO}_4^{3-} \leq 9,9 \text{ mg L}^{-1}$; A y B, 0,7-1,2 mg L^{-1} , respectivamente), nitrito ($\text{NO}_2^- \leq 0,01-0,04 \text{ mg L}^{-1}$; A y B, 0,01 a 0,03 mg L^{-1} , respectivamente) y nitrato ($\text{NO}_3^- \leq 10 \text{ mg L}^{-1}$; 5,4-5,9 mg L^{-1} en A y 4,5 a 4,9 mg L^{-1} en B), estaban en los niveles óptimos para el desarrollo acuático, al igual que los sólidos totales (A: 5-101 mg L^{-1} ; B: 8-124 mg L^{-1}). Con los parámetros microbiológicos (coliformes totales – CT y fecales – CF), se halló diferencias significativas entre las zonas de estudio, donde la A (CT: 123-250 UFC/100 mL; CF: 0) es mayor que la B (CT: 835-1432 UFC/100 mL, CF: 25-103 UFC/100 mL),

siendo normal que en la zona A tenga menor nivel de coliformes. Según lo establecido por la normativa venezolana (Decreto, 1995), el río Vigirima cumple con los límites establecidos en todos los parámetros excepto en los microbiológicos, catalogando la Zona A como aguas de Tipo I (para uso doméstico e industrial) y la Zona B como agua de Tipo IV (balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia).

Los factores de temperatura, pH y conductividad afectan el desarrollo de los hifomicetos acuáticos, no obstante, se favorece el desarrollo de estos a temperaturas entre 15 y 29°C, siendo mayor la diversidad en 8,6-19,8°C (Seena et al., 2019), mientras que a pH neutros es mayor la diversidad

Tabla 2. Promedio mensual de parámetros físico-químicos y microbiológicos en la zona A (cabecera; sin afectación) del Río Vigirima

| Parámetro | E | F | M | A | Ma | Ju | J | Ag | S | O | N | D | P |
|--|------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) | 7,0±0,4 | 7,1±0,5 | 6,9±0,2 | 7,2±0,1 | 7,3±0,3 | 7,0±0,5 | 6,6±0,4 | 6,7±0,3 | 6,4±0,1 | 7,1±0,6 | 7,2±0,8 | 7,3±0,4 | 7,0±0,3 |
| pH | 7,8±0,3 | 7,9±0,1 | 8,1±0,5 | 8,0±0,4 | 8,2±0,3 | 7,8±0,6 | 8,2±0,5 | 8,1±0,7 | 8,4±0,8 | 7,5±0,4 | 7,9±0,6 | 8,1±0,3 | *8,0±0,2 |
| Conductividad (µS cm ⁻¹) | 220±6 | 235±8 | 226±5 | 244±9 | 238±12 | 230±10 | 200±3 | 200±4 | 180±7 | 188±8 | 182±5 | 206±5 | *212±4 |
| Temperatura del agua (°C) | 21,4±0,4 | 21,4±0,2 | 22,5±0,5 | 22,2±0,3 | 20,8±0,6 | 21,4±0,8 | 20,6±0,4 | 21,3±0,7 | 20,5±0,4 | 20,2±0,9 | 20,6±0,8 | 20,1±0,3 | *21,6±0,6 |
| Coliformes totales (UFC/100 mL) | 150±8 | 166±10 | 151±14 | 185±12 | 155±10 | 175±8 | 205±10 | 123±8 | 205±13 | 175±6 | 162±3 | 250±10 | *175±33 |
| Coliformes fecales (UFC/100 mL) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | *0 |
| Sólidos totales (mg L ⁻¹) | 8±0,2 | 7±0,3 | 5±0,1 | 55±3 | 61±6 | 89±10 | 120±16 | 60±9 | 101±8 | 58±5 | 56±4 | 45±3 | 55±36 |
| Sulfato (mg L ⁻¹) | 15,3±0,7 | 15,9±0,3 | 17,5±0,2 | 12,8±0,4 | 13,9±0,6 | 14,1±0,5 | 18,6±0,3 | 20,2±0,9 | 19,1±0,4 | 12,6±0,5 | 12,9±0,4 | 13,5±0,2 | 15,5±2,6 |
| Fosfato (mg L ⁻¹) | 0,8±0,1 | 1,0±0,2 | 1,1±0,1 | 0,7±0,08 | 0,9±0,07 | 0,8±0,05 | 1,0±0,08 | 0,8±0,05 | 0,9±0,07 | 0,8±0,09 | 0,9±0,06 | 1,2±0,09 | 0,9±0,1 |
| Nitrato (mg L ⁻¹) | 0,01±0,001 | 0,02±0,01 | 0,03±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,03±0,02 | 0,03±0,02 | 0,03±0,02 | 0,01±0,01 | 0,01±0,01 | 0,01±0,01 | 0,01±0,01 | 0,02±0,001 |
| *Nitrato (mg L ⁻¹) | 4,5±0,3 | 4,9±0,2 | 4,8±0,3 | 4,6±0,3 | 4,8±0,5 | 4,9±0,7 | 4,9±0,6 | 4,9±0,3 | 4,9±0,5 | 4,8±0,9 | 4,2±0,8 | 4,7±0,5 | *4,7±0,2 |

E: Enero; F: Febrero; M: Marzo; A: Abril; Ma: Mayo; Ju: Junio; J: Julio; Ag: Agosto; S: Septiembre; O: Octubre; N: Noviembre; D: Diciembre

Promedio (P) ±desviación estándar. *: diferencias con la prueba Mann-Whitney (P<0,05).

Tabla 3. Promedio mensual de parámetros físico-químicos y microbiológicos en la zona B (aguas abajo; con afectación) del Río Vigrirra

| Parámetro | E | F | M | A | Ma | Ju | J | Ag | S | O | N | D | P |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|
| Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹) | 6,8±0,5 | 6,6±0,4 | 7,3±0,6 | 6,7±0,3 | 7,5±0,8 | 7,6±0,6 | 7,9±0,7 | 7,2±0,3 | 6,3±0,7 | 6,8±0,5 | 6,3±0,3 | 6,5±0,6 | 7,0±0,5 |
| pH | 6,6±0,3 | 6,8±0,2 | 6,8±0,7 | 7,1±0,6 | 6,9±0,6 | 6,8±0,3 | 6,7±0,6 | 7,2±0,4 | 7,0±0,5 | 7,1±0,3 | 7,4±0,6 | 7,1±0,2 | *7,0±0,2 |
| Conductividad (µS cm ⁻¹) | 280±15 | 290±20 | 280±14 | 290±16 | 300±15 | 300±15 | 290±13 | 280±12 | 280±12 | 280±20 | 260±10 | 260±15 | *283±13 |
| Temperatura del agua (°C) | 24,0±0,5 | 22,5±0,2 | 23,6±0,8 | 22,3±0,2 | 23,9±0,8 | 23,2±0,7 | 22,6±0,8 | 23,2±0,4 | 23,6±0,5 | 22,9±0,8 | 22,6±0,6 | 22,8±0,5 | *22,9±0,3 |
| Coliformes totales (UFC/100 mL) | 942±35 | 923±60 | 835±56 | 869±73 | 999±95 | 956±82 | 979±96 | 892±50 | 1050±125 | 1206±66 | 1308±89 | 1432±46 | *1032±186 |
| Coliformes fecales (UFC/100 mL) | 25±3 | 35±9 | 39±15 | 45±20 | 32±8 | 38±16 | 60±28 | 83±30 | 96±45 | 103±13 | 90±10 | 29±17 | *56±28 |
| Sólidos totales (mg L ⁻¹) | 10±0,3 | 9±0,2 | 8±0,1 | 65±3 | 72±6 | 93±5 | 132±12 | 75±6 | 124±9 | 67±6 | 68±5 | 53±4 | 65±40 |
| Sulfato (mg L ⁻¹) | 15,1±0,5 | 16,8±0,8 | 12,8±0,3 | 15,8±0,6 | 13,8±0,6 | 12,2±0,8 | 13,5±0,3 | 16,8±0,6 | 17,6±0,5 | 13,1±0,3 | 15,5±0,6 | 14,0±0,3 | 14,8±1,8 |
| Fosfato (mg L ⁻¹) | 1,2±0,2 | 1,2±0,3 | 0,8±0,05 | 0,9±0,05 | 0,7±0,05 | 0,9±0,07 | 0,9±0,09 | 1,1±0,1 | 0,8±0,09 | 0,8±0,05 | 0,8±0,08 | 1,0±0,08 | 0,9±0,1 |
| Nitrato (mg L ⁻¹) | 0,03±0,01 | 0,03±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,02±0,01 | 0,01±0,01 | 0,02±0,01 | 0,01±0,002 | 0,02±0,01 |
| Nitrato (mg L ⁻¹) | 5,4±0,6 | 5,5±0,7 | 5,6±0,5 | 5,4±0,5 | 5,4±0,2 | 5,9±0,4 | 5,6±0,7 | 5,8±0,3 | 5,5±0,7 | 5,5±0,2 | 5,9±0,8 | 5,7±0,5 | *5,6±0,2 |

E: Enero; F: Febrero; M: Marzo; A: Abril; Ma: Mayo; Ju: Junio; J: Julio; Ag: Agosto; S: Septiembre; O: Octubre; N: Noviembre; D: Diciembre

Promedio (P) ±desviación estándar. *: diferencias con la prueba Mann-Whitney (P<0,05).

en contraposición de los alcalinos o ácidos, pero no se pueden ver de manera aislada sino en conjunto con otros parámetros (Rajashekhar y Kaveriappa, 2003), ya que la conductividad baja reduce la riqueza de especies y la frecuencia de esporas (Sridhar y Sudheep, 2010). En este sentido, al encontrar mayores niveles de temperatura y conductividad en la zona B, sector con menos vegetación, por ser un área de cultivos y presentar mayor concentración de sales disueltas como las de nitrato, pudiera estar afectando el desarrollo de dichos hongos. Mientras que al ser el pH mayor en la zona A, levemente básico, y levemente ácido en la zona B, no se puede determinar si este factor de forma aislada afecta el desarrollo de estos hongos.

Al realizar análisis exploratorio de componentes principales (ACP) entre los parámetros físico químicos (excepto PO_4 y NO_2 cuya U de Mann-Whitney no fue significativa) y microbiológicos con la riqueza y la concentración de conidios, se

encuentra un aporte del 72% de la varianza total, evidenciándose bien delimitadas por polígonos las dos zonas de estudio, cuya interrelación entre ellas, está dada tanto por el número de especies como por la concentración de esporas y pH hacia la zona no perturbada (A), siendo inversamente proporcional estos, al nivel de coliformes (totales y fecales), nitrato, conductividad y temperatura influenciando estos particularmente en la zona de mayor afectación (B) (Figura 4).

Al evaluar el grupo coincidente de especies presentes en ambas zonas, hay una disminución en la concentración de esporas en la zona B con respecto a la zona A, no obstante, en algunas especies se incrementó en la zona B. Las especies que disminuyeron en mayor medida fueron: *Brachiosphaera tropicalis* (81%), *Clavatospora stellata* (96%), *Culicidosporea gravida* (73%), y *Diplocladiella longibrachiata* (55%), *Flabellospora crassa* (48%) y *Tetraploa* cf. *aristata* (96%), catalogadas como sensibles a la

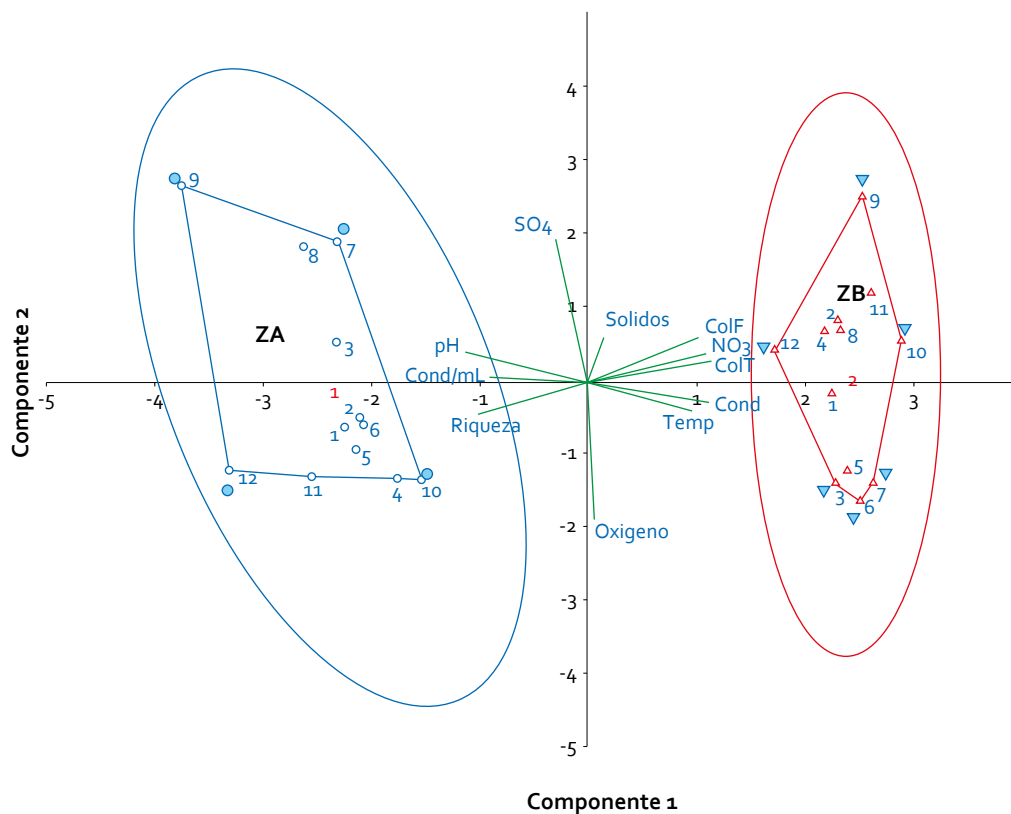


Figura 4. Análisis de componentes principales (ACP), mostrando los parámetros físicoquímicos, microbiológicos y la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos y la concentración de conidios por especie, en dos zonas del río Vigirima. Temp: Temperatura; Solidos: Solidos totales; SO_4 : Sulfato; NO_3 : Nitrato; Cond: Conductividad; ColT: Coliformes totales; ColF: Coliformes fecales; Riqueza: Número de especies de hifomicetos acuáticos; Cond/mL: Conidios por mL. Zona A: ZA (●); Zona B: ZB (▼).

contaminación (altos niveles de CT y CF, nitrato) de la zona B. Las especies que aumentaron fueron: *Alatospora acuminata* (7%), *Anguillospora longissima* (38%), *Camposporidium* sp. (31%), *Camposporium antenatum* (23%), *Camposporium pellucidum* (28%), *Campylospora chaetoclada* (8%), *Campylospora filicladia* (16%), *Clavatospora tentacula* (4%), *Diplocladiella scalaroides* (7%), *Flagellospora curvula* (48%), *Helicomyces torquatus* (12%) y *Triscelophorus monosporus* (36%), señalados como tolerantes al alto grado de coliformes, de nitrato y conductividad (Figura 5).

El cambio climático, la eutrofización, la contaminación química residencial e industrial y el cambio de uso del suelo constituyen los principales factores que perturban el ensamblaje —estructural y funcional— de los hifomicetos acuáticos del ecosistema lótico (Bärlocher, 2016), desestabilizando significativamente la biota del mismo, por lo cual es imperante realizar trabajos de sus distintos componentes, para desarrollar protocolos ambientales correctivos y preventivos. Así el grupo de los hifomicetos acuáticos representa un eslabón preponderante en la cadena trófica de dicho sistema, donde la afectación físico-química y microbiológica del agua juega un papel crucial, ya que se puede afectar tanto su crecimiento como reproducción. De tal manera, que el desarrollo de las esporas se ve afectado por el tipo

de contaminante (Sridhar y Bärlocher, 1998) y la concentración de este (Sridhar y Bärlocher, 1997). En este trabajo se observó una influencia negativa con el nivel de nitrato, a pesar que su concentración estaba en un intervalo no tóxico según la norma venezolana.

La mayoría de las investigaciones acerca de la perturbación ambiental (aguas residuales residenciales, industriales y agrícolas) en sistemas lóticos, presentan metales pesados en zonas templadas de Europa y Asia, asimismo en ríos ácidos y de alta conductividad de Irlanda, se reportó a *Flagellospora curvula* como tolerante (Harrington, 1997), mientras que un río ligeramente ácido de India, con altas concentraciones de los metales pesados, disminuyó el número de especies y la concentración de esporas, en contraste con ríos cercanos no impactados; *Campylospora chaetoclada*, *Tumularia aquatica* y *Triscelophorus monosporus* son reportados como tolerantes (Raghu et al., 2001).

En ríos alemanes, contaminados con altas concentraciones de metales pesados, se señala a *Heliscus lugdunensis* y *Tetracladium marchalianum* como tolerantes al estar presentes en mayor concentración sus esporas (Krauss et al., 2001). Con el exceso de nutrientes que deriva en la eutrofización del cuerpo de agua, en el río Aver de Portugal, no se halló efecto

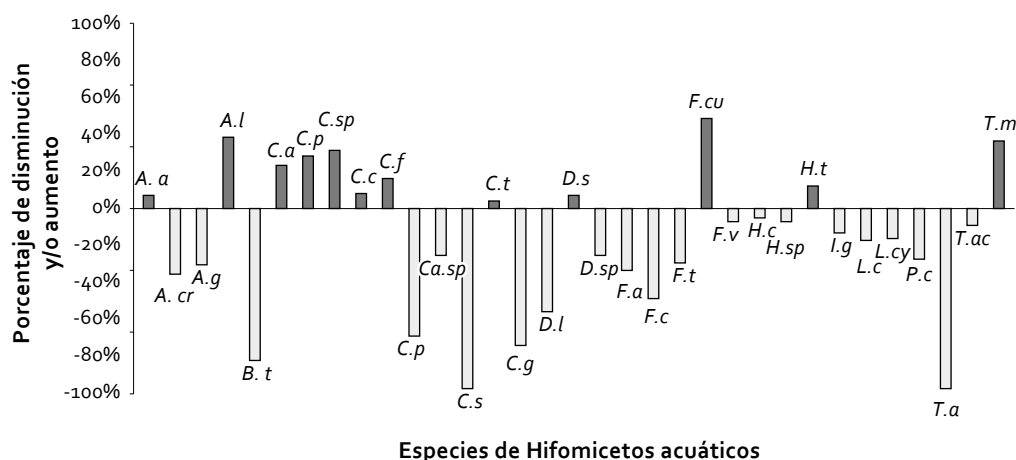


Figura 5. Especies de hifomicetos acuáticos consideradas indicadoras de la calidad ambiental para el río Vigirima (Venezuela). A.a., *Alatospora acuminata*; A.c., *A. crassa*; A.g., *Anguillospora gigantea*; A.l., *A. longissima*; B.t., *Brachiosphaera tropicalis*; C.a., *Camposporium antenatum*; C.p., *C. pellucidum*; C.sp., *Camposporidium* sp.; C.c., *Campylospora chaetoclada*; C.f., *C. filicladia*; C.p., *C. parvula*; Ca.sp., *Campylospora* sp.; C.s., *Clavatospora stellata*; C.t., *C. tentacula*; C.g., *Culicidospora gravida*; D.l., *Diplocladiella longibrachiata*; D.s., *D. scalaroides*; D.sp., *Diplocladiella* sp.; F.a., *Flabellospora acuminata*; F.c., *F. crassa*; F.t., *Flabellocladia tetracladia*; F.c., *Flagellospora curvula*; F.v., *F. verticillata*; H.c., *Helicomyces colligatus*; H.s., *Helicomyces* sp.; H.t., *H. torquatus*; I.g., *Isthmotricladia gombakiensis*; L.c., *Lunulospora curvula*; L.cy., *Lunulospora cymbiformis*; P.c., *Phalangispora constricta*; T.a., *Tetraploa cf. aristata*; T.ac., *Triscelophorus acuminatus*; T.m., *T. monosporus*

ni en la riqueza ni en la concentración de esporas, *Flagellospora curta* se reporta como especie tolerante (Pascoal y Cássio, 2004), sin embargo, en el río Este de este país, se encontró 36 a 15 veces disminuida de diversidad de estos organismos aguas abajo con altos niveles de metales pesados, fosfatos y nitratos, donde *Dimorphospora foliicola* y *Anguillospora filiformis* sp. fueron tolerantes, a diferencia de *Articulospora tetracladia* y *Flagellospora* sp. que fueron sensibles (Pascoal et al., 2005). Por su parte, en ríos alemanes adyacentes a industrias y minas, con elevados niveles de nutrientes y metales pesados, es menor la diversidad de hifomicetos acuáticos, siendo tolerantes *T. marchalianum*, *Cylindrocarpon* sp., *T. angulatum*, *T. setigerum*, *L. centrosphaera*, *A. flagellata*, *A. acuminata*, mientras que *H. lugdunensis* y *A. longissima*, fueron especies sensibles. Igualmente, en ríos de Francia, contaminados con metales pesados y altos niveles de nitrato, se reporta a *Flagellospora curvula*, como especie tolerante y a *Lemmoniera aquatica* como especie sensible, dada su alta y baja frecuencia, respectivamente (Lecerf y Chauvet, 2008). En Lituania en un canal con altos niveles de sulfato, fosfato, cloruro, se señala a *Heliscus* sp., *Tricladium* sp., *Varicosporium* sp., *Flagellospora* sp. y *Lunulospora* sp, como tolerantes e indicadoras de contaminación (Cudowski et al., 2015).

Al norte de Finlandia, al comparar ríos ácidos y no perturbados, se estableció que el ensamblaje de hifomicetos acuáticos varía significativamente en función de diversos agentes antropogénicos, detallando como tolerantes a *Varicosporium elodae*, *Flagellospora curvula*, *Anguillospora* sp. y *Articulospora tetracladia* (Tolkkinen et al., 2015). En ensayos con microcosmos con diferentes niveles de uranio, con especies de hifomicetos acuáticos de ríos de Portugal, se encontró la disminución o inhibición de la descomposición del material vegetal a altas concentraciones del metal pesado, reportando a *A. tetracladia* como sensible y a *V. elodae* como tolerante (Bergmann y Graca, 2020). Finalmente, también en microcosmos, altas concentraciones de partículas de poliestireno (nano plásticos) inhiben el desarrollo de los hifomicetos acuáticos y la degradación del material vegetal, señalándose a *Tetracladium marchalianum* como tolerante (Seena et al., 2019).

No obstante, a nivel de la afectación con nutrientes, al evaluar sectores sin y con perturbación ambiental en el río Mondego de Portugal (Castela et al., 2008), el río Chaobai de China (Bai et al., 2018) y el río Saale de Alemania (Solé et al., 2008), se disminuyó la diversidad fúngica al incrementarse los niveles de fosforo (PO_4) para el primero y nitrógeno (NO_3) para los dos últimos ríos, respectivamente. También se indica para el río portugués a *Alatospora acuminata*, *Anguillospora crassa*, *Clavariopsis aquatica*, *Tetracladium marchalianum* como especies tolerantes, debido al incremento de la concentración de esporas, mientras que para el río chino el incremento fue mayoritariamente de levaduras y el río alemán las especies sensibles a *Anguillospora longissima*, *Clavatospora longibrachiata*, *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, *Heliscus lugdunensis*, *Tumularia aquatica* y *Lemmoniera aquatica*, ya que disminuyó drásticamente su concentración de esporas.

Por otra parte, en las zonas tropicales son escasos los trabajos que evalúan la estructura y función ecológica de la comunidad de hifomicetos acuáticos a distintos agentes de afectación ambiental, y con ello son pocas las similitudes de especies indicadoras de contaminación con las reportadas en zonas templadas, pudiendo derivarse a diferencias entre latitudinales, de vegetación y de periodo de precipitación, adicionalmente este tipo de trabajos se han limitado a contaminación de las aguas por vertidos residuales domésticos o de actividades agrícolas y de ganadería, influyendo en altos niveles de nutrientes esenciales y pesticidas. En este orden de ideas, en Panamá al evaluar ríos sin impacto (prístinos) y con impacto ambiental (rurales y urbanos) pertenecientes a la cuenca del Canal de Panamá, se encuentra una mayor riqueza y frecuencia de especies en los ríos sin afectación, siendo *Alatospora acuminata* una especie sensible y por ende indicadora de calidad ambiental, mientras que *Alatospora filiformis*, *Flagellospora curvula*, *Lunulospora curvula* y *T. monosporus* son especies tolerantes a ambientes de altos niveles de turbidez, sólidos suspendidos y de contaminantes orgánicos (Bärlocher et al., 2010).

En este trabajo al contrastar con los resultados de zonas templadas, se indican especies tolerantes diferentes, posiblemente a que el estrés ambiental es

distinto, ya que estos trabajos se enfocan en contaminación con metales pesados, a diferencia de los resultados reportados en zonas tropicales, donde la afectación está relacionada principalmente con contaminantes residenciales y agrícolas (Storaci et al., 2013; Fernández et al., 2017). No obstante, en esta investigación se corrobora nuevamente la disminución de especies y concentración de esporas, en función de la perturbación ambiental y nuevas especies indicadoras de calidad ambiental a dicho estrés. De igual modo, coinciden como especies sensibles, *C. stellata*, *Culicidospora gravida* y *H. torquatus* con el río Chirgua (Fernández et al., 2017), así como *Brachiosphaera tropicalis* para este y el río Cupira (Storaci et al., 2013), ambos ríos venezolanos con similares características morfológicas y de vegetación ribereña, así como en perturbación antropogénica. Mientras que *Flagellospora curvula* como especie tolerante coincide con lo reportado en ríos de Panamá (Bärlocher et al., 2010), y el río venezolano Cupira, mientras que *Alatospora acuminata*, *Campylospora chaetoclada* concuerdan como especies tolerantes con el río Chirgua y *Clavatospora tentacula*, *Diplocladiella scalaroides* con el río Cupira y finalmente *T. monosporus* con ríos de Panamá.

En relación a la dependencia entre los hongos acuáticos y las bacterias en los sistemas lóticos, es importante resaltar su relación en la degradación del material vegetal alóctono o autóctono, ya que estos microorganismos compiten antagónicamente por recursos, siendo el crecimiento de los microorganismos fúngicos el doble en ausencia de las bacterias, mientras que estas últimas crecen más de 12 veces cuando no presentan dichos hongos (Mille-Lindblom y Tranvik, 2003). Por tanto, el estrés antropogénico puede alterar estructural y funcionalmente las comunidades bacteriales y fúngicas, trayendo como consecuencia la variación de la tasa de descomposición del material vegetal en el cuerpo de agua (Rossi et al., 2019; Juvigny-Khenafou et al., 2020). De tal manera, que la mayor diversidad de hongos puede catalogarse como indicador de calidad ambiental, como en riachuelos no impactados de Colombia (Valencia-G. y Lizarazo-M., 2009), dado a que el estrés referido a altos niveles de coliformes totales y fecales reduce la diversidad fúngica, como lo describieron en canales dulceacuicolas de

México (Chavarria et al., 2010). Esto es reafirmado en la confluencia de los ríos Ganges y Yamuna de India, zona de gran densidad poblacional, donde las aguas residenciales y agrícolas son vertidas directamente, presentando altos niveles de coliformes y solo patógenos fúngicos, como del género *Aspergillus* (Samson et al., 2019).

De acuerdo a lo indicado por Kumari y Kumar (2020), al clasificar los bioindicadores según su aplicación y papel, podemos plantear que los hifomicetos acuáticos se pueden catalogar en el ámbito ecológico como bioindicadores, ya que las especies sensibles reducen la biodiversidad presente (riqueza de especies) ante la afectación ambiental. De tal manera, que para ríos se emplea como bioindicadores el grado de diversidad de fitoplancton y diatomeas para evaluar la afectación, como en el río Kok en Tailandia (Prasertsin et al., 2021) o el río Mooi en Sur África (Koekemoer et al., 2021), en algunos estudios se señala como buenos marcadores ecológicos a los hifomicetos acuáticos (Solé et al., 2008), ya que se reduce la riqueza, la diversidad y la producción de conidios con la afectación ambiental (Tsui et al., 2016), prevaleciendo las especies con las características fisiológicas adecuadas para su tolerancia (Pascoal et al., 2003; Chauvet et al., 2016).

Finalmente, los resultados evidencian el rol bioindicador de los hifomicetos acuáticos en el río Vigirima, al encontrar diferencias por actividades agrícolas colindantes al río, y que pueden empeorar si no se ejecutan las correcciones del caso, en particular con los vertidos con elevadas concentraciones de plaguicidas, funguicidas y fertilizantes, sumado a los desechos orgánicos de animales de granja. Por lo cual, se plantea promover más investigaciones que certifiquen a los hifomicetos acuáticos como indicadores biológicos adicionales de calidad ambiental en ecosistemas lóticos, sistemas de gran importancia para la humanidad.

Agradecimientos. A los conductores Antonio Pérez y Héctor Silva en el traslado a la zona de estudio.

Referencias

- Asif, N., Malik, M., Chaudhry, F., 2018. A review of on environmental pollution bioindicators. *Pollution* 4(1), 111-118.

- American Public Health Association (APHA), 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21a ed. American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, Washington, DC.
- Bai, Y., Wang, Q., Liao, K., Jian, Z., Zhao, C., Qu, J., 2018. Fungal community as a bioindicator to reflect anthropogenic activities in a River Ecosystem. *Front. Microbiol.* 9, 3152. DOI: 10.3389/fmicb.2018.03152
- Bärlocher, F., 1992. Community organization. En: *The ecology of aquatic hyphomycetes*. Springer-Verlag, Berlín, Alemania. pp. 38-76. DOI: 10.1007/978-3-642-76855-2_3
- Bärlocher, F., 2016. Aquatic hyphomycetes in a changing environment. *Fungal Ecol.* 19, 14-27. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.05.005
- Bärlocher, F., Helson, J., Williams, D., 2010. Aquatic hyphomycete communities across a land-use gradient of Panamanian streams. *Fundam. Appl. Limnol.* 177(3), 209-221. DOI: 10.1127/1863-9135/2010/0177-0209
- Bergmann, M., Graca, M., 2020. Uranium affects growth, sporulation, biomass and leaf-litter decomposition by aquatic hyphomycetes. *Limnetica* 39(1), 141-154.
- Betancourt, C., Cruz, J., Garcia, J., 1987. Los hifomicetos acuáticos de la Quebrada Doña Juana en el Bosque Estatal de Toro Negro, Villalba, Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 23(2), 278-284.
- Castela, J., Ferreira, V., Graca, M., 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. *Environ. Pollut.* 153, 440-449. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.08.005
- Chauvet, E., 1991. Aquatic hyphomycete distribution in South-Western France. *J. Biogeogr.* 18, 699-706. DOI: 10.2307/2845551
- Chauvet, E., Cornut, J., Sridhar, K., Selosse, M., Bärlocher, F., 2016. Beyond the water column: aquatic hyphomycetes outside their preferred habitat. *Fungal Ecol.* 19, 112-127. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.05.014
- Chavarria, A., González, M., Dantán, E., Cifuentes, J., 2010. Evaluación espacial y temporal de la diversidad de los ascomicetos dulceacuícolas del canal turístico Santa Cruz, Xochimilco, México. *Rev. Mex. Biodiv.* 81, 733-744. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2010.003.645
- Cressa, C., Smits, G., 2007. Aquatic hyphomycetes in two blackwater streams of Venezuela. *Ecotropics* 20(2), 82-85.
- Cudowski, A., Pietryczuk, A., Hauschild, T., 2015. Aquatic fungi in relation to the physical and chemical parameters of water quality in the Augustów Canal. *Fungal Ecol.* 13, 193-204. DOI: 10.1016/j.funeco.2014.10.002
- Da Silva, G., Castañeda-Ruiz, R., Malosso, E., 2019. Comparison of aquatic hyphomycetes communities between lotic and lentic environments in the Atlantic rain forest of Pernambuco, Northeast Brazil. *Fungal Biol.* 123(9), 660-668. DOI: 10.1016/j.funbio.2019.05.013
- Dang, C., Gessner, M., Chauvet, E., 2007. Influence of conidial traits and leaf structure on attachment success of aquatic hyphomycetes on leaf litter. *Mycology* 99, 24-32. DOI: 10.1080/15572536.2007.11832597
- Descals, E., 2005. Diagnostic characters of propagules of Ingoldian fungi. *Mycol. Res.* 109, 545-555. DOI: 10.1017/S0953756205002728
- Descals, E., Moralejo, E., 2001. El agua y la reproducción asexual en los hongos Ingoldianos. *Bot. Comp.* 25, 13-71.
- Duarte, S., Bärlocher, F., Pascoal, C., Cassio, F., 2016. Biogeography of aquatic hyphomycetes: Current knowledge and future perspectives. *Fungal Ecol.* 19, 169-181. DOI: 10.1016/j.funeco.2015.06.002
- Fernández, R., Smits, G., 2005. Estudio preliminar de los hongos acuáticos en el Río Cabrales (Parque San Esteban, Edo. Carabobo). *Saber* 17, 147-149.
- Fernández, R., Smits, G., 2009. Registro de la presencia de hifomicetos en ríos de la cordillera de la costa, Venezuela. *Interciencia* 34(8), 589-592.
- Fernández, R., Smits, G., 2011. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Guárico en el Estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 36(11), 831-834.
- Fernández, R., Smits, G., 2013. Diversidad de Hifomicetos acuáticos en la quebrada "La Estación" de la Hacienda Ecológica "La Guáquira", Yaracuy, Venezuela. *Interciencia* 38(7), 496-501.
- Fernández, R., Smits, G., 2015. Actualización de inventario de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela. *Gest. Ambient.* 18(2), 153-180.
- Fernández, R., Smits, G., 2016. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Chirgua, Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 41(2), 110-113.
- Fernández, R., Smits, G., 2018. Registro de hifomicetos acuáticos en el río Guáquira de la Reserva Ecológica Guáquira (San Felipe, Venezuela). *Gest. Ambient.* 21(1), 121-128. DOI: 10.15446/ga.v21n1.71778
- Fernández, R., Storaci, V., Smits, G., 2017. Evaluación de los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (Bejuma, Venezuela). *Gest. Ambient.* 20(1), 82-94. DOI: 10.15446/ga.v20n1.62241
- Ferreira, V., Raposeiro, P., Pereira, A., Cruz, A., Costa, A., Graca, M., Goncalves, V., 2016. Leaf litter decomposition in remote oceanic island streams is driven by microbes and depends on litter quality and environmental conditions. *Freshw. Biol.* 61, 783-799. DOI: 10.1111/fwb.12749
- Gönczöl, J., Révay, A., 1999. Studies on the aquatic Hyphomycetes of the Mergo stream, Hungary. II. Seasonal periodicity of conidial populations. *Arch.*

- Hydrobiol. 144(4), 495-508. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/144/1999/495
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P., 2001. PAST: paquete de programas de estadística paleontológica para enseñanza y análisis de datos. *Palaeontol. Electrón.* 4(1), 4.
- Harrington, T., 1997. Aquatic hyphomycetes of 21 rivers in southern Ireland. *Biol. Environ.* 97B, 139-148.
- Holt, E., Miller, S., 2010. Bioindicators: Using organisms to measure environmental impacts. *Nat. Educ. Knowl.* 3(10), 8.
- Huber, O., Alarcón, C., 1988. Mapa de vegetación de Venezuela. 1:2.000.000. MARNR, The Nature Conservancy, Caracas, Venezuela.
- Ingold, C., 1975. An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (fungi imperfecti) with notes on their biology. Scientific Publication 30. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Iqbal, S., 1997. Species diversity of freshwater hyphomycetes in some streams of Pakistan. II. Seasonal differences of fungal communities on leaves. *Ann. Bot. Fennici* 34, 165-178.
- Jabiol, J., Bruder, A., Gessner, M., Makkonen, M., McKie, B., Peeters, E., Vos, V., Chauvet, E., 2013. Diversity patterns of leaf-associated aquatic hyphomycetes along a broad latitudinal gradient. *Fungal Ecol.* 6(5), 439-448. DOI: 10.1016/j.funeco.2013.04.002
- Justiniano, J., Betancourt, C., 1989. Hongos ingoldianos presentes en el Rio Maricao, Puerto Rico. *Caribb. J. Sci.* 25, 111-114.
- Juvigny-Khenafou, N., Zhang, Y., Piggott, J., Atkinson, D., Matthaei, C, Van Bael, S., Wu, N., 2020. Anthropogenic stressors affect fungal more than bacterial communities in decaying leaf litter: a stream mesocosm experiment. *Sci. Total Environ.* 716, 135053. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135053
- Koekemoer, L., van Vuuren, S., Levanets, A., 2021. The influence of land use-impacted tributaries on water quality and phytoplankton in the Mooi River, North West Province, South Africa. *Bothalia* 51(1). DOI: 10.38201/btha.abc.v51.i1.3
- Koske, R., Duncan, I., 1974. Temperature effects on growth, sporulation and germination of some "aquatic" hyphomycetes. *Can. J. Bot.* 52, 1387-1391. DOI: 10.1139/b74-180
- Krauss, G., Bärlocher, F., Schreck, P., Wennrich, R., Gläser, W., Krauss, G., 2001. Aquatic hyphomycetes occur in hyperpolluted waters in central Germany. *Nova Hedwigia* 72, 419-428. DOI: 10.1127/nova.hedwigia/72/2001/419
- Kumari, D., Kumar, D., 2020. Assessing the role of bioindicators in freshwater ecosystem. *Biol. Rhythm Res.* 12(9), 58-74.
- Lecerf, A., Chauvet, E., 2008. Diversity and functions of leaf-decaying fungi in human-altered streams. *Freshw. Biol.* 53(8), 1658-1672. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.01986.x
- Li, L., Zheng, B., Liu, L., 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environ. Sci.* 2, 1510-1524. DOI: 10.1016/j.proenv.2010.10.164
- Markert, B., Breure, A., Zechmeister, H., 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. En: Markert, B., Breure, A., Zechmeister, H. (Ed.), *Bioindicators and biomonitors.* Elsevier Science, Amsterdam; Boston. pp. 3-39.
- Mille-Lindblom, C., Tranvik, L., 2003. Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. *Microb. Ecol.* 45, 173-182. DOI: 10.1007/s00248-002-2030-z
- Nilsson, S., 1962. Some aquatic hyphomycetes from South America. *Svensk Bot. Tidskr.* 56, 351-361.
- Paliwal, P., Sati, S., 2009. Distribution of aquatic fungi in relation to physicochemical factors of Kosi river in Kumaun Himalaya. *Nature Sci.* 7(3), 70-74.
- Parmar, T., Rawtani, D., Agrawal, Y., 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Front. Life Sci.* 9(2), 110-118. DOI: 10.1080/21553769.2016.1162753
- Pascoal, C., Cássio, F., 2004. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 5266-5273. DOI: 10.1128/aem.70.9.5266-5273.2004
- Pascoal, C., Cássio, F., Marvanová, L., 2005. Anthropogenic stress may affect aquatic hyphomycete diversity more than leaf decomposition in a low-order stream. *Arch. Hydrobiol.* 162, 481-496. DOI: 10.1127/0003-9136/2005/0162-0481
- Pascoal, C., Pinho, M., Cássio, F., Gomes, P., 2003. Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshw. Biol.* 48, 2033-2044. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2003.01130.x
- Pinto, M., Fernández, R., Smits, G., 2009. Comparación de métodos en la caracterización de la biodiversidad de hifomicetos acuáticos en el río Cúpira, Estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 34(7), 497-501.
- Pinto, M., Smits, G., 2012. Evaluación preliminar de la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos en ríos de la vertiente norte de la cordillera de la costa, Estado Aragua-Venezuela. *Intropica* 7, 31-36.
- Prasertsin, T., Suk-Ueng, K., Phinyo, K., Yana, E., 2021. The diversity and abundance of phytoplankton and benthic diatoms in varying environmental conditions in Kok River, Chiang Rai, Thailand: bio-indicators of water quality. *Biodiversitas* 22(4), 1853-1862. DOI: 10.13057/biodiv/d220431
- Presidencia de Venezuela, 1995. Decreto 883, Normas para la clasificación control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. GOE 5.021. Caracas.

- Raghu, P., Sridhar, K., Kaveriappa, K., 2001. Diversity and conidial output of aquatic hyphomycetes in a heavy metal polluted river, Southern India. *Sydowia* 53, 236-246.
- Rajashekhar, M., Kaveriappa, K., 2003. Diversity of aquatic hyphomycetes in the aquatic ecosystems of the Western Ghats of India. *Hydrobiologia* 501(1-3), 167-177. DOI: 10.1023/A:1026239917232
- Rossi, F., Mallet, C., Portelli, C., Donnadieu, F., Bonne-moy, F., Artigas, J., 2019. Stimulation or inhibition: Leaf microbial decomposition in streams subjected to complex chemical contamination. *Sci. Total Environ.* 648, 1371-1383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.197
- Sajina, A., Sudheesan, D., Kumar, L., Sandhya, K., 2021. Fish as ecological health indicators of freshwater ecosystems. *Biotica Research Today* 3(1), 77-80.
- Samson, R., Rajput, V., Shah, M., Yadav, R., Sarode, P., Dastager, S., Dharme, M., Khairnar, K., 2019. Fungal communities (Mycobiome) as potential ecological indicators within confluence stretch of Ganges and Yamuna Rivers, India. *BioRxiv* 848259. DOI: 10.1101/848259
- Santos-Flores, C., Betancourt-López, C., 1997. Aquatic and water-borne Hyphomycetes (Deuteromycotina): in streams of Puerto Rico (Including records from other Neotropical locations). *Caribbean J. Science Spec. Publ.* 2, 116.
- Schoenlein-Crusius, I., Grandi, R., 2003. The diversity of aquatic Hyphomycetes in South America. *Braz. J. Microbiol.* 34, 183-193. DOI: 10.1590/S1517-83822003000300001
- Schoenlein-Crusius, I., Moreira, C., Gomes, E., 2015. Riqueza dos fungos ingoldianos e dos fungos aquáticos facultativos do Parque Municipal da Aclimação, São Paulo, SP, Brasil. *Hoehnea* 42, 239-251. DOI: 10.1590/2236-8906-52/2014
- Seena, S., Graca, D., Bartels, A., Cornut, J., 2019. Does nanosized plastic affect aquatic fungal litter decomposition? *Fungal Ecol.* 39, 388-392. DOI: 10.1016/j.funeco.2019.02.011
- Smits, G., Fernández, R., Cressa, C., 2007. Preliminary study of aquatic hyphomycetes from Venezuelan streams. *Acta Bot. Venez.* 30(2), 345-355.
- Solé, M., Fetzer, I., Wennrich, R., Sridhar, K., Harms, H., Krauss, G., 2008. Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Sci. Total Environ.* 389(2-3), 557-565. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.09.010
- Sridhar, K., Bärlocher, F., 1997. Water chemistry and sporulation by aquatic hyphomycetes. *Mycol. Res.* 101, 591-596. DOI: 10.1017/S0953756296003024
- Sridhar, K., Bärlocher, F., 1998. Breakdown of *Ficus* and *Eucalyptus* leaves in an organically polluted river in India: fungi diversity and ecological functions. *Freshw. Biol.* 39, 537-545. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00303.x
- Sridhar, K., Sudheep, N., 2010. Diurnal fluctuation of spores of freshwater hyphomycetes in two tropical streams. *Mycosphere* 1(2), 89-101.
- Storaci, V., Fernández, R., Smits, G., 2013. Evaluación de la calidad de agua del río Cúpira (La Cumaca, Estado Carabobo, Venezuela) mediante bioindicadores microbiológicos y parámetros fisicoquímicos. *Interciencia* 38(7), 480-487.
- Storaci, V., Fernández, R., Smits, G., 2014. Hifomicetos acuáticos en el río Cúpira (La Cumaca, Estado Carabobo, Venezuela). *Ciencia* 22(1), 21-27.
- Sumudumali, R., Jayawardana, J., 2021. A review of biological monitoring of aquatic ecosystems approaches: with special reference to macroinvertebrates and pesticide pollution. *Environ. Manage.* 67, 263-276. DOI: 10.1007/s00267-020-01423-0
- Tolkkinen, M., Mykrä, H., Annala, M., Markkola, A., Vuori, K., Muotka, T., 2015. Multi-stressor impacts on fungal diversity and ecosystem functions in streams: natural vs. anthropogenic stress. *Ecology* 96, 672-683. DOI: 10.1890/14-0743.1
- Tsui, C., Baschien, C., Goh, T.-K., 2016. Biology and ecology of freshwater fungi. En: Li, D.-W. (Ed.), *Biology of microfungi, fungal biology*. Springer Verlag, The Netherlands. pp. 285-313. DOI: 10.1007/978-3-319-29137-6_13
- Valencia-G., S., Lizarazo-M., P., 2009. Caracterización de la composición microbiana de cuatro quebradas del Parque Nacional Natural Gorgona. *Actual. Biol.* 31, 213-226.
- Zaghloul, A., Saber, M., Gadow, S., Awad, F., 2020. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bull. Natl. Res. Cent.* 44, 127. DOI: 10.1186/s42269-020-00385-x