

Evaluación de los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (Bejuma, Venezuela)

Aquatic hyphomycetes as environmental quality bioindicators in the Chirgua river (Bejuma, Venezuela)

Rafael Fernández¹, Storaci Vincenzo¹, Gunta Smits²

RESUMEN

Actualmente la evaluación del recurso hídrico, emplea bioindicadores como sistemas adicionales de diagnóstico, ya que estos indican perturbaciones antropogénicas. Los hifomicetos acuáticos al ser parte de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, son indicadores de calidad del agua, al variar su presencia y concentración de conidios en función a la afectación ambiental. Por lo tanto esta investigación evaluó su rol bioindicador de calidad ambiental en el Río Chirgua en Venezuela. Mensualmente durante el 2011, en dos zonas: 1) cabecera (sin afectación) y 2) zona aguas abajo (con afectación), se determinaron parámetros físico-químicos (O_2 , conductividad, pH, temperatura y sólidos totales), nutrientes (SO_4^{-2} , PO_4^{-3} , NO_2^{-2} y NO_3^{-3}), coliformes (totales y fecales) y hifomicetos acuáticos (riqueza y conidios/mL). Se registraron 44 especies, 42 (20 exclusivas) en la zona 1 y 24 (2 exclusivas) en la zona 2. En el sector afectado disminuyó el número de especies y concentración de conidios en función del incremento de coliformes (totales y fecales), en comparación con la zona no afectada. Las especies sensibles a la perturbación ambiental por coliformes fueron: *Brachiosphaera tropicalis*, *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia*, *Campylospora parvula*, *Clavatospora tentacula*, *Clavatospora stellata*, *Culicidospora gravida*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flabellospora acuminata*, *Helicomyces colligatus*, *Helicomyces sp.*, *Helicomyces torquatus*, *Phalangispora constricta*, *Tetracladium marchalianum* y *Triscelophorus monosporus*, mientras que las tolerantes fueron: *Alatospora acuminata*, *Campylospora chaetocladia*, *Flabellospora crassa*, *Isthmotricladia gombakiensis*, *Tetraploa cf. aristata* y *Triscelophorus acuminatus*.

ABSTRACT

At present, the evaluation of water resources uses bioindicators, such as additional diagnostic systems, because they indicate anthropogenic disturbances. Aquatic hyphomycetes, part of the trophic chain of aquatic ecosystems, are indicators of water quality through their varying presence and concentration of conidia based on environmental disturbance; therefore, this research assessed their bioindicator role for environmental quality in the Chirgua River in Venezuela. In 2011 in two areas: 1) Headwaters (unaffected) and 2) downstream area (affected), physico-chemical parameters (O_2 , conductivity, pH, temperature and total solids) and nutrients were determined weekly (SO_4^{-2} , PO_4^{-3} , NO_2^{-2} and NO_3^{-3}), along with coliforms (total and fecal) and water hyphomycetes (number of species and conidia/mL). We identified a total of 44 species, 42 (20 exclusive) in zone 1 and 24 (2 exclusive) in zone 2. In the affected sector, the number of species and conidia/mL of the coliforms (total and fecal) decreased, as compared to the unaffected zone. Sensitive species to environmental disturbance for coliforms included *Brachiosphaera tropicalis*, *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia*, *Campylospora parvula*, *Clavatospora tentacula*, *Clavatospora stellata*, *Culicidospora gravida*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flabellospora acuminata*, *Helicomyces colligatus*, *Helicomyces sp.*, *Helicomyces torquatus*, *Phalangispora constricta*, *Tetracladium marchalianum* and *Triscelophorus monosporus*, while tolerant species included *Alatospora acuminata*, *Campylospora chaetocladia*, *Flabellospora crassa*, *Isthmotricladia gombakiensis*, *Tetraploa cf. aristata* and *Triscelophorus acuminatus*.

PALABRAS CLAVE: hongos Ingoldianos; intervenciones antropogénicas; afectación ambiental.

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

¹ Centro de Biotecnología Aplicada (CBA), Departamento de Biología, Universidad de Carabobo. Valencia (Venezuela). rafaelr2103@hotmail.com; ORCID Fernández, R.: 0000-0002-6766-9206; ORCID Vincenzo, S.: 0000-0002-7137-9631

² Instituto de Biología Experimental (IBE), Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela (UCV), Caracas (Venezuela). ORCID Smits, G.: 0000-0003-0850-2833

Introducción

El agua dulce es un recurso esencial para la vida, ya que se requiere para numerosas y diversas actividades humanas, por lo cual es imperante su conservación a través de un plan de manejo sustentable (Colin, 2001). En general en zonas de intensa actividad agropecuaria se contaminan las aguas, particularmente a través de la escorrentía de fertilizantes, fungicidas, plaguicidas y materia orgánica, por lo que es obligante conocer la calidad del recurso hídrico antes de asignar su uso (Guevara y Cartaya, 2004). Así, existen parámetros físico-químicos y microbiológicos estandarizados para determinar el tipo de calidad del agua, y en su potencial uso; sin embargo, actualmente se postulan mecanismos de diagnóstico adicionales, basados en bioindicadores, organismos que son sensibles o tolerantes a la perturbación ambiental, tales como bacterias, hongos, insectos, anfibios y peces (Vásquez et al., 2006).

Los hongos ingoldianos o hifomicetos acuáticos son un grupo filogenéticamente artificial y heterogéneo de hongos imperfectos (Ascomycota y Basidiomycota) microscópicos, que producen conidios cuya morfología hidrodinámica (forma de estrellas o tetrarradiadas, sigmoides, fusiformes y esféricas) facilita su suspensión (Bärlocher, 2000), primordialmente en los cuerpos de agua corriente claros y limpios, de moderada turbulencia y bien aireados (Ingold, 1975). Estos microorganismos fúngicos pueden considerarse bioindicadores de calidad de agua, ya que ecológicamente, juegan un rol fundamental en el ciclaje de nutrientes y suministro de ATP en el ecosistema dulceacuícola, en particular en el primer nivel trófico del sistema lótico, como ríos y riachuelos (Schoenlein-Crusius y Piccolo, 2003), siendo necesario para su óptimo desarrollo, excelentes condiciones fisicoquímicas y microbiológicas del agua (Fernández et al., 2010; Fernández y Smits, 2015).

En Venezuela, el estudio de estos organismos tiene poco más de una década (luego de la investigación preliminar de Nilsson, 1962), basándose fundamentalmente en un inventario de especies en ríos prístinos de la región centro-occidental (Cressa y Smits, 2007) y de la cordillera de la costa venezolana (Smits, 2005; Fernández y Smits, 2005; Smits et al., 2007; Fernández y Smits, 2009; Pinto et al.,

2009; Fernández y Smits, 2011; Pinto y Smits, 2012; Fernández y Smits, 2013; Storaci et al., 2014; Fernández y Smits, 2016). No obstante, la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos mediante los hongos ingoldianos como bioindicadores, se inició con el trabajo de Storaci et al. (2013), los cuales al valorar tres zonas del río Cúpira con distinto grado de afectación, encontraron que el incremento de los sólidos totales, coliformes totales y coliformes fecales, disminuyen el número de especies y la frecuencia de conidios de los hifomicetos acuáticos, señalando a su vez especies indicadoras de calidad ambiental, de acuerdo a su grado de susceptibilidad o tolerancia. En este sentido, este trabajo tuvo como objetivo fundamental evaluar los hifomicetos acuáticos como bioindicadores de calidad ambiental en el río Chirgua (municipio Bejuma-Venezuela).

Métodos

El trabajo de investigación se realizó en dos zonas del Río Chirgua, ubicadas cerca del pueblo de Chirgua (Bejuma, Carabobo-Venezuela): 1) cabecera, “sin afectación”, localizada en la hacienda La Guadalupe (10°17'35”N y 68°10'26”O; 812 msnm), 2) hacienda Los Ochoa, “con afectación”, dedicada al cultivo de hortalizas y cría de cerdos (10°17'21”N y 68°10'54”O; 719 msnm). La vegetación de las zonas es de tipo galería decidua (Huber y Alarcón, 1988). Los sectores donde se tomaron las muestras de espuma es un tramo canal de secuencias escalonadas (*step-pool*) con rocas de mediano tamaño, acompañadas de arena y arcilla.

Los hifomicetos se obtuvieron de 30 muestras de espuma natural recolectadas al azar en los dos sectores del río, con una frecuencia semanal (enero-diciembre 2011, con periodo lluvioso entre mayo y noviembre y periodo seco de diciembre a abril), determinándose el número de especies por mes, la frecuencia relativa (número de meses en que aparece la especie) y la concentración de conidios (conidios/mL) por mes de cada especie. Se utilizó una espátula cóncava esterilizada para recoger la espuma, que se colocó en envases de vidrio estériles de 100 mL. Se fijaron con una solución al 1% de fucsina en lactofenol y en el laboratorio fueron examinadas al microscopio de luz (Smits et al., 2007). Para la

identificación de conidios se usó un aumento de 400x y se empleó principalmente la clave taxonómica para hifomicetos del Neo trópico de Santos-Flores y Betancourt (1997).

En cada tramo del río, se tomaron al azar 10 muestras de agua en envases de vidrio de 500 mL, para evaluar la calidad del agua, mediante parámetros físico-químicos y microbiológicos. Para la captación de las muestras de agua del río se tomó en cuenta la Norma Venezolana Covenin 2709/2002 (Covenin, 2002) y para analizar los límites permitidos se realizó de acuerdo a las normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos de Venezuela (Decreto, 2003). Las mediciones de temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto fueron realizadas *in situ* en las zonas de toma de muestra de espuma y agua, mediante dos dispositivos multifuncionales marca OAKTON (Oakton Instruments, Vernon Hills, IL). La cuantificación de nutrientes (sulfato, fosfato, nitrito y nitrato) fue realizada a partir de 1.000 mL de agua del río, tomada en envases plásticos limpios, tomando en consideración las curvas de calibración obtenidas a partir de soluciones patrones, utilizando un espectrofotómetro UV Thermo (Fisher Scientific SL, Madrid) y empleando los métodos de APHA (2005).

La cuantificación del número de unidades formadoras de colonias (UFC/100 mL) del grupo de coliformes totales y coliformes fecales se realizó siguiendo las Normas Venezolanas Covenin 2409/86 (Covenin, 1986) y 1086/84 (Covenin, 1984). Se recolectaron semanalmente 100 mL de agua del río en recipientes de vidrio esterilizados, que posteriormente fueron trasladados en contenedores refrigerados a 4°C al laboratorio, donde se realizaron siembras por incorporación de 0,05 mL de la muestra (por triplicado) de agua del río, en placas con agar MacConkey, y se incubaron a 37°C (coliformes totales) y a 44°C (coliformes fecales), cuantificándose las UFC a las 24 horas (APHA, 2005).

Los datos recabados compilados por mes, fueron procesados mediante los programas estadísticos: Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) 18 y el Past 2.17, realizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Hammer et al., 2001).

Resultados y discusión

Durante el año de esta investigación, el ancho y la profundidad promedio del cauce del río fue distinta en las dos zonas evaluadas, siendo menor para la zona 1 con 3,90 m y 10,5 cm, respectivamente. En cambio los parámetros como velocidad de la corriente oscilaban entre 5,9 y 6,2 cm s⁻¹ entre las dos zonas, al igual que la descarga promedio entre 4,8 y 5,5 cm³ s⁻¹, con una temperatura promedio anual entre 20,5 y 23,1°C. Asimismo, el agua del río en ambas zonas se mantuvo bien oxigenada (6,8-7,1 mg L⁻¹) y con un pH promedio cercano a la neutralidad (7,1-8,0), no obstante, se observó una moderada conductividad (217,5-285,8 µS cm⁻¹) (Tabla 1).

Tabla 1. Variables morfométricas y físico-químicas que caracterizan las dos zonas estudiadas del río Chirgua (Venezuela)

Variables	Zona 1	Zona 2
Ancho del río (m)	3,9±0,5	5,1±0,6
Profundidad del río (cm)	10,5±1,6	33,3±2,2
Velocidad de la corriente (cm s ⁻¹)	6,2±0,7	5,9±0,9
Descarga (cm ³ s ⁻¹)	4,8±0,8	5,5±0,8
Temperatura (°C)	20,5±5,8	23,1±0,7
pH	8,0±0,3	7,1±0,4
Conductividad (µS cm ⁻¹)	217,5±23,0	285,8±16,8
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,1±0,4	6,8±0,6

Zona 1: Sin afectación (naciente en la hacienda La Guadalupe); Zona 2: Con afectación (hacienda Los Ochoa). Promedio±desviación estándar

Al describir mensualmente por un año, los promedios de los parámetros físico-químicos y microbiológicos hallados por zona (Tablas 2 y 3), con respecto a las normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos de Venezuela (Decreto, 2003), tenemos que los valores de temperatura observados se encuentran entre 20-24,4°C para la cabecera, mientras que aguas abajo estuvo entre 22,3 y 24,5°C. Lo anterior se explica por el hecho que los tramos del río estudiados presentaban una abundante vegetación ribereña, por lo cual la incidencia de los rayos solares es de menor ocurrencia; sin embargo, los valores de temperatura son óptimos para el desarrollo de la vida acuática, donde la misma no debiera superar los 29°C. Con respecto, al pH, este mostró poca variación en las dos zonas evaluadas,

encontrándose dentro del intervalo establecido en la norma (6,0-8,5), indicando que las aguas del río presentan un pH cercano a la neutralidad, lo que beneficia así a numerosos sistemas bióticos. Con la conductividad se presentó poco cambio pero con valores moderados, para la cabecera y el sector aguas abajo, de 180-250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y de 260-300 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente, considerándose normal este nivel de conductividad, ya que en sistemas dulce acuícolas naturales los intervalos están entre 10 a 350 $\mu\text{S/cm}$ o inclusive más bajos, de acuerdo a la geología de los mismos. En relación a los nutrientes esenciales para el desarrollo de la biota acuática, el sulfato (SO_4^{2-}) procedente de compuestos orgánicos que contienen azufre, no sobresalió del nivel permitido (250 mg L^{-1}), mientras que el fosfato (PO_4^{3-}) producido de la degradación de la materia orgánica, estuvo por debajo de la norma (<9,9 mg L^{-1}) y finalmente el nitrito (NO_2^-) y el nitrato (NO_3^-), estuvieron dentro de los límites máximos permitidos, siendo de 0,01-0,04 mg L^{-1} y <10 mg L^{-1} , respectivamente. Por otra parte, la aireación a través del oxígeno disuelto, en los dos sectores evaluados durante todos los meses de estudio, se encontraron valores superiores a la norma (debe ser mayor a 4 mg L^{-1}), siendo de 6,2 a 7,6 mg L^{-1} para la cabecera y 6,1 a 7,8 mg L^{-1} en aguas abajo. Estos niveles muestran el nivel de oxigenación adecuado del sistema. En referencia a los sólidos totales se observó valores similares para la cabecera (5-120 mg L^{-1}) y para el sector aguas abajo (8-132 mg L^{-1}). Finalmente, al evaluar la calidad bacteriológica del agua (UFC de coliformes totales y coliformes fecales), se halló que el río en las dos zonas evaluadas presentó coliformes totales (>100 UFC/mL) en la mayoría de los meses estudiados, mientras que los coliformes fecales no se presentaron en la cabecera, a diferencia del tramo aguas abajo que se encontraron durante todo el año (20-860 UFC/mL). De tal manera, que estos resultados indican que el sistema lótico estudiado, particularmente en la cabecera, presenta poca afectación, aspecto normal en sistemas dulce acuícolas naturales no perturbados, que requieren potabilización para su consumo humano.

Por otro lado, el número de especies de hifomicetos acuáticos encontrado, varió por tramo del río evaluado a lo largo del año del estudio. Así, tenemos

que en la cabecera constó entre 5 y 27, mientras que en el sector aguas abajo, osciló entre 5 y 12. En este sentido, la riqueza total de hifomicetos acuáticos registrada en el muestreo anual en el río Chirgua fue de 44 especies, 42 en la cabecera y 24 en la zona de aguas abajo, siendo 20 exclusivas para el primer tramo, 2 para el segundo y 22 comunes para los dos sectores estudiados. Asimismo, las especies más frecuentes a lo largo de los 12 meses de estudio, fueron *Campylospora filicladia*, *Clavatospora tentacula*, *Triscelophorus acuminatus* y *Triscelophorus monosporus* (Tabla 4).

Al realizar análisis de componentes principales (ACP) entre los parámetros microbiológicos con el número de especies de hifomicetos acuáticos y la concentración de conidios (Figura 1), encontramos las dos zonas de estudio bien delimitadas por polígonos, observándose la interrelación entre ellas, revelando así que tanto la riqueza de especies como la concentración de conidios es inversamente proporcional al nivel de coliformes totales y fecales, influenciando mayormente al sistema, en particular para la Zona 2 del río Chirgua, dado que aportan el 74,6% de la varianza total del mismo al componente más importante. Es importante resaltar, que el sector antes mencionado, es el de mayor afectación ambiental.

Al evaluar la frecuencia relativa por especie y la concentración de conidios por especie a lo largo del año de muestreo en el río Chirgua, se nota una disminución drástica desde la Zona 1 a la Zona 2. Sin embargo, se encontraron especies que presentaron aumento en su frecuencia en la Zona 2 con respecto a la Zona 1 (Figura 2). Las especies, *Brachiosphaera tropicalis*, *Camposporium antenatum*, *Campylospora filicladia*, *Campylospora parvula*, *Clavatospora tentacula*, *Clavatospora stellata*, *Culicidospora gravida*, *Diplocladiella scalaroides*, *Flabellospora acuminata*, *Helicomycetes colligatus*, *Helicomycetes* sp., *Helicomycetes torquatus*, *Phalangispora constricta*, *Tetracladium marchalianum* y *Triscelophorus monosporus* disminuyeron en 87, 87, 94, 95, 82, 91, 96, 76, 7, 66, 31, 12, 94, 89 y 61%, respectivamente, en la Zona 2 con respecto a la Zona 1, indicando así que estas especies son sensibles a la contaminación presente en la Zona 2, caracterizada por el elevado nivel de coliformes totales y coliformes fecales.

Tabla 2. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la zona sin afectación (cabecera) del río Chirgua (Venezuela)

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	7,3±0,5	7,2±0,4	6,8±0,3	6,8±0,3	7,6±0,4	7,3±0,3	7,6±0,2	7,2±0,4	6,2±0,1	7,2±0,4	7,1±0,7	6,7±0,3
pH	7,7±0,3	7,7±0,2	8,3±0,7	8,2±0,4	7,8±0,2	7,7±0,5	8,2±0,7	8,0±0,6	8,4±0,5	8,5±0,8	7,8±0,6	7,9±0,5
Conductividad (µS cm ⁻¹)	230±5	240±9	230±4	240±8	240±10	250±13	200±3	200±4	200±6	200±8	200±7	180±2
Temperatura del agua (°C)	24,4±0,2	22,2±0,1	24,5±0,3	23,7±0,5	21,9±0,5	21,4±0,8	20,6±0,4	21,2±0,7	21,6±0,6	21,1±0,9	21,6±0,8	20±0,4
Coliformes totales (UFC/100 mL)	120±7	156±12	142±15	203±9	123±8	115±6	109±4	139±9	420±20	80±2	92±3	260±11
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	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
Sulfato (mg L ⁻¹)	26,3±0,9	25,3±0,7	25,5±0,5	23,2±0,3	23,7±0,6	23,2±0,3	22,1±0,2	20,6±0,5	19,6±0,7	18,6±0,5	18,9±0,3	0,15±0,02
Fosfato (mg L ⁻¹)	1,2±0,1	1,1±0,1	1,1±0,1	0,7±0,09	0,8±0,08	0,7±0,06	0,8±0,05	0,9±0,02	0,7±0,06	0,7±0,03	0,6±0,05	0,5±0,02
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,03±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,03±0,01	0,03±0,01	0,02±0,01	0,02±0,01	0,01±0,01	0,01±0,01
Nitrato (mg L ⁻¹)	3,0±0,2	2,9±0,1	2,8±0,2	2,9±0,1	2,8±0,1	2,8±0,2	2,9±0,2	2,9±0,1	2,9±0,1	2,8±0,1	3,2±0,3	3,3±0,4

Promedio±desviación estándar

Tabla 3. Parámetros físico-químicos y microbiológicos en la zona con afectación (aguas abajo) del río Chirgua (Venezuela)

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	6,3±0,3	6,7±0,4	6,3±0,1	6,1±0,7	7,4±0,6	7,4±0,2	7,8±0,4	7,2±0,3	6,1±0,5	6,3±0,4	7,6±0,6	6,8±0,5
pH	6,3±0,2	6,9±0,1	6,9±0,4	7,2±0,5	6,8±0,3	6,9±0,4	7,5±0,6	7,5±0,5	7,7±0,4	7,6±0,2	7,2±0,4	7,1±0,2
Conductividad (µS cm ⁻¹)	270±12	300±16	300±14	300±18	300±15	300±13	290±11	270±10	280±12	300±20	260±8	260±9
Temperatura del agua (°C)	24,5±0,4	22,7±0,5	23,8±1,1	22,5±0,7	23,6±0,9	23,6±0,6	23±0,8	23,3±0,5	23,2±0,7	22,7±0,5	22,5±0,4	22,3±0,4
Coliformes totales (UFC/100 mL)	3,940±201	2,500±162	2,634±153	2,860±171	3,095±190	3,120±185	3,224±196	5,520±260	3,080±115	1,360±50	1,632±63	1,500±56
Coliformes fecales (UFC/100 mL)	860±23	45±3	46±5	56±4	150±9	200±12	160±15	786±30	780±45	40±3	20±2	30±3
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
Sulfato (mg L ⁻¹)	29,1±0,6	28,9±1,1	28,8±0,9	25,8±0,9	23,7±0,5	22,7±0,9	23,5±0,4	20,8±0,7	21,6±0,9	21,9±0,6	19,5±0,4	1,0±0,03
Fosfato (mg L ⁻¹)	1,1±0,1	1,2±0,2	0,9±0,07	0,7±0,06	0,8±0,05	0,9±0,05	0,9±0,06	1,0±0,09	0,7±0,02	0,7±0,03	0,7±0,03	0,4±0,01
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,04±0,01	0,03±0,01	0,04±0,01	0,03±0,01	0,03±0,01	0,02±0,01	0,01±0,002
Nitrato (mg L ⁻¹)	2,4±0,2	2,5±0,3	2,6±0,4	2,4±0,3	2,4±0,1	2,6±0,2	2,6±0,5	2,6±0,3	2,5±0,4	2,5±0,3	2,3±0,2	2,3±0,3

Promedio±desviación estándar

Tabla 4. Registro mensual de especies de hifomicetos acuáticos en el río Chirgua (Venezuela), en dos zonas según la afectación ambiental.

No.	Especies	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1	<i>Alatospora acuminata</i> Ingold		●▼				▼		●	●	▼		▼
2	<i>Alatospora crassa</i> Ingold											●	
3	<i>Anguillospora longissima</i> Sacc & Syd										●	●	
4	<i>Beltrania rhombica</i> Penzig											●	
5	<i>Brachiosphaera tropicalis</i> Nawawi						●▼		●			●	●▼
6	<i>Camposporidium</i> sp.											●	
7	<i>Camposporium antenatum</i> Harkn.				▼		▼			●		●	●▼
8	<i>Camposporium pellucidum</i> Grove								●▼				
9	<i>Campylospora chaetocladia</i> Ranzoni	●▼	▼			●	●		●				▼
10	<i>Campylospora filicladia</i> Nawawi	●▼	●▼	●▼		●▼	●	●	●▼	●	●▼	●▼	●
11	<i>Campylospora parvula</i> Kuzuha					●	●	●	●▼	●	▼	●	●
12	<i>Clavariosis azlanii</i> Nawawi		●		●								
13	<i>Clavatospora aquatica</i> Sv. Nilsson											●	
14	<i>Clavatospora tentacula</i> Sv. Nilsson	●▼	●▼	●▼	●	●	●	●▼	●▼	●	●	●	●▼
15	<i>Clavatospora stellata</i> Ingold	●									●	●	●▼
16	<i>Culicidospora gravida</i> R. H. Petersen	●	●	●			●	▼	●▼	●	●▼	●	●
17	<i>Dedrospora juncicola</i> Iqbal												●
18	<i>Diplocladiella longibrachiata</i> Nawawi & Kuthub.							●	●			●	
19	<i>Diplocladiella scalaroides</i> Arnaud								●▼	●			
20	<i>Flabellospora acuminata</i> Descals & Webster						▼	▼	●	●	●▼		●
21	<i>Flabellospora crassa</i> Alasoadura					▼	▼		●				
22	<i>Flabellocladia tetracladia</i> Alasoadura												●
23	<i>Helicomycetes colligatus</i> Moore						▼		●▼			●▼	●▼
24	<i>Helicomycetes</i> sp.						▼	▼	●	●	●▼	●▼	●▼
25	<i>Helicomycetes torquatus</i> Lane & Shearer								●▼	●	▼		●▼
26	<i>Heliscus submersus</i> Hudson			●		●	●	●	●			●	
27	<i>Hydrometrospora symetrica</i> Gönczöl											●	
28	<i>Isthmotricladiella gombakiensis</i> Nawawi						▼					●▼	
29	<i>Magdalaenaena monograma</i> G. Arnaud											●	
30	<i>Phalangispora constricta</i> Nawawi & Webster				●				●▼	●	●▼	●	●▼
31	<i>Scorpiosporium angulatum</i> (Ingold) Iqbal									●			●
32	<i>Scorpiosporium chaetocladium</i> (Ingold) Iqbal								●				
33	<i>Speriopsis pedatospora</i> Tubaki								▼				
34	<i>Tetracladium marchalianum</i> De Wildeman	●	●	●	●	●	●	●▼	●	●▼	●	●▼	●
35	<i>Tetracladium segiterum</i> Grove			●		●						●	
36	<i>Tetraploa cf. aristata</i> Berkely & Broome		●				▼	●▼	●		●		
37	<i>Tricladiospora brunnea</i> Nawawi											●	
38	<i>Trinacrium incurvum</i> Matsushima												●
39	<i>Tripospermum myrti</i> (Lind) Hughes												▼
40	<i>Triscelophorus acuminatus</i> Nawawi	▼	●			●▼	●▼	●▼	●▼	●▼		●	
41	<i>Triscelophorus curviramifer</i> Matsushima	●											
42	<i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold	●▼	●▼	●▼	●	●	●	●▼	●▼	●	●▼	●	●▼
43	<i>Triscelophorus ponapensis</i> Matsushima								●			●	
44	<i>Varicosporium delicatum</i> S.H. Iqbal											●	
	Número de especies por mes Zona 1 (●)	7	9	7	5	9	10	9	23	15	11	27	18
	Conidios/mL Zona 1 (●)	155	130	95	45	115	415	175	905	425	225	590	1545
	Número de especies por mes Zona 2 (▼)	5	5	3	1	3	10	8	12	2	9	5	12
	Conidios/mL Zona 2 (▼)	105	5	25	10	15	65	115	165	145	150	30	115

Zonas según la afectación ambiental: 1 (●) sin afectación o cabecera (naciente en la hacienda La Guadalupe); 2 (▼) con afectación o aguas abajo (hacienda Los Ochoa).

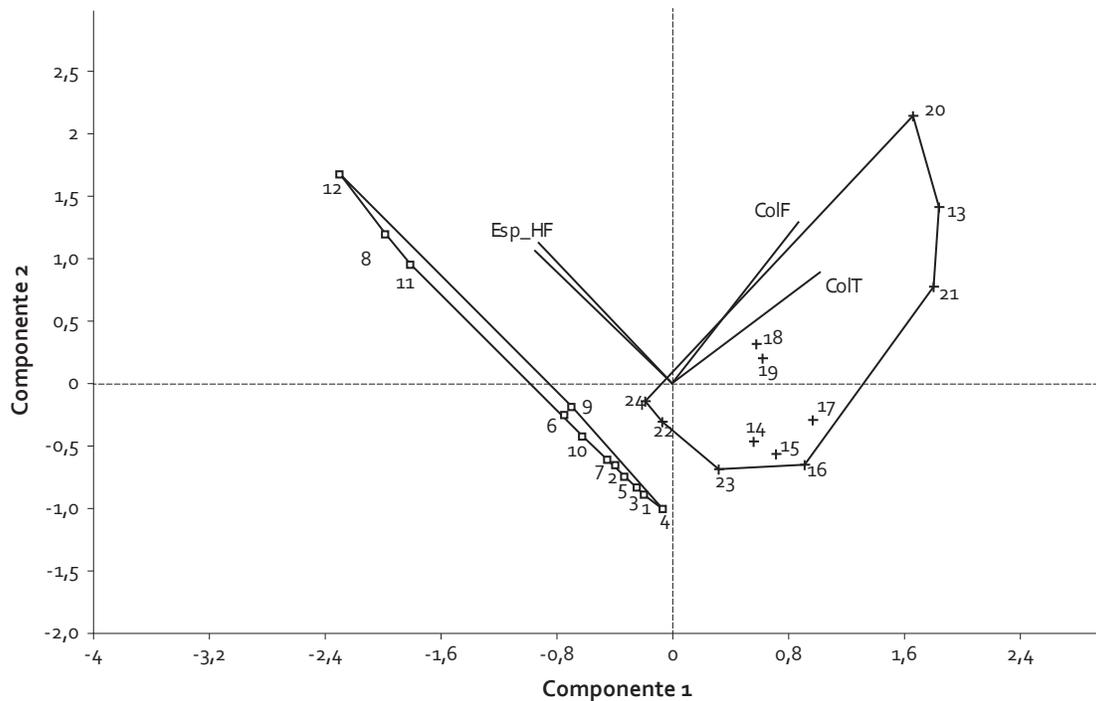


Figura 1. Análisis de componentes principales (ACP), mostrando los parámetros microbiológicos y la riqueza de especies de hifomicetos acuáticos y la concentración de conidios por especie, en dos zonas del río Chirgua. ColT, coliformes totales; ColF, coliformes fecales; ESP_HF, especies de hifomicetos acuáticos; Cond/ml, conidios por ml; □, Zona 1; +, Zona 2.

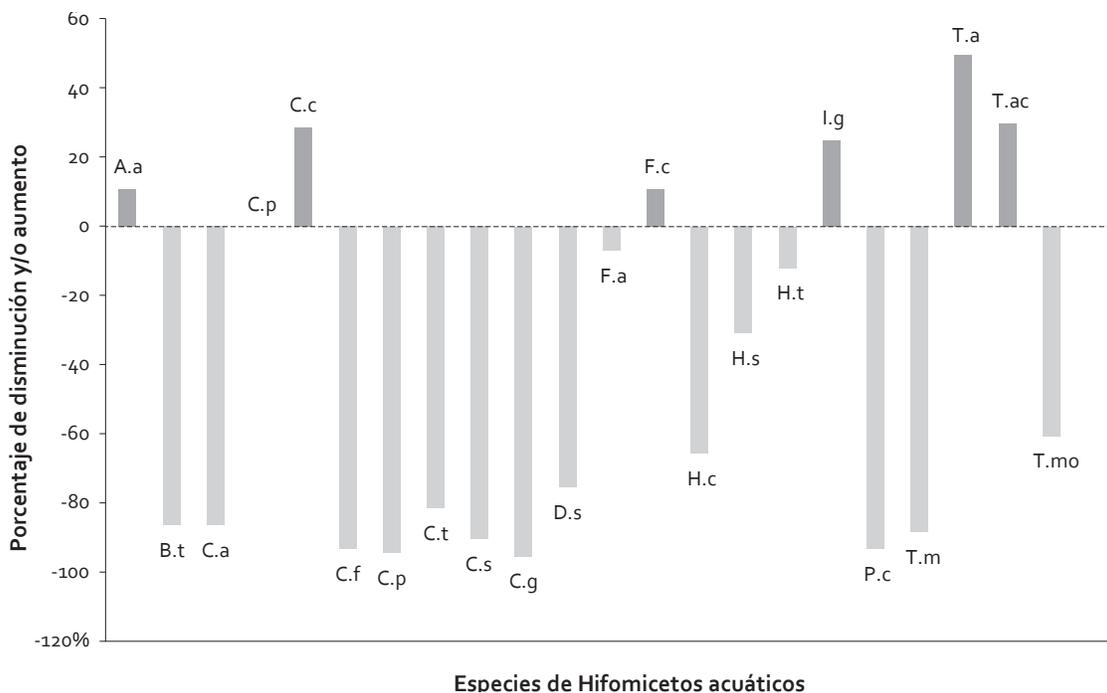


Figura 2. Especies de hifomicetos acuáticos consideradas indicadores de la calidad ambiental para el río Chirgua (Venezuela). A.a., *A. acuminata*; B.t., *B. tropicalis*; C.a., *Camposporium atenatum*; C.p., *C. pellucidum*; C.c., *Campylospora chaetoclada*; C.f., *Campylospora filicladia*; C.p., *Campylospora parvula*; C.t., *C. tentacula*; C.s., *Clavatospora stellata*; C.g., *Culicidospora gravida*; D.s., *D. scalaroides*; F.a., *F. acuminata*; F.c., *F. crassa*; H.c., *Helicomyces colligatus*; H.s., *Helicomyces* sp.; H.t., *H. torquatus*; I.g., *Isthmotricladia gombakiensis*; P.c., *Phalangispora constricta*; T.m., *Tetracladium marchalianum*; T.a., *Tetraploa cf. aristata*; T.ac., *Trisclerophorus acuminatus*; T.mo., *Trisclerophorus monosporus*

Por otra parte, las especies que aumentaron en la zona 2 fueron: *Alatospora acuminata* (11%), *Campylospora chaetocladia* (29%), *Flabellospora crassa* (11%), *Isthmotricladia gombakiensis* (25%), *Tetraploa cf. aristata* (50%) y *Triscelophorus acuminatus* (30%), planteando el grado de tolerancia de estas al alto nivel de coliformes (totales y fecales) en el sector.

Según lo dictaminado en el Decreto 883 de Venezuela (Decreto, 1995) para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos, las dos zonas estudiadas del Río Chirgua cumplen con los límites establecidos en todos los parámetros físico-químicos, en contraste de los niveles obtenidos en los parámetros microbiológicos, indican que la Zona 1 es considerada agua Tipo I, destinadas al uso doméstico y al uso industrial, mientras que la Zona 2 es clasificada como agua de Tipo IV, que es destinada a balnearios, deportes acuáticos, pesca deportiva, comercial y de subsistencia.

Se evidencia con los resultados descritos en este trabajo, que el grupo fúngico de hifomicetos acuáticos en Venezuela es rico y diverso, tal como lo señalan Fernández et al. (2010) y Fernández y Smits (2015), ratificando la buena calidad ambiental de las áreas estudiadas en el río Chirgua, donde Fernández y Smits (2016) registran 44 especies en la cabecera. Así se reafirma el hecho, que en el ecosistema lótico, los hifomicetos acuáticos son considerados potenciales bioindicadores de calidad ambiental, dado al elevado número de especies reportado (Pascoal et al., 2003).

La variación estacional de las especies de hifomicetos acuáticos puede estar relacionada a pequeñas alteraciones en factores químicos, físicos y biológicos en las corrientes, concatenada a su vez con interacciones de factores climáticos (Betancourt et al., 1987). De tal manera, que las variaciones mensuales del número de especies de hongos acuáticos en las dos zonas estudiadas el río Chirgua, no permite inferir un patrón estacional demarcado en período de sequía y de lluvias, ya que no se evidenció una reducción o un aumento considerable del ensamblaje de hifomicetos acuáticos, concordando con lo planteado por Tsui et al. (2001) y Schoenlein-Crusius et al. (2015).

En común en los dos sectores estudiados del río Chirgua, tres especies fueron las más frecuentes, *Campylospora filicladia*, *Clavatospora tentacula* y *Triscelophorus monosporus*, aspecto ya registrado por Fernández y Smits (2016) en la cabecera del río Chirgua. Asimismo, al reportarse también a *Campylospora parvula*, *Culicidospora gravida*, *Phalangispora constricta*, *Tetracladium marchalianum* y *Triscelophorus acuminatus* para la naciente y a *Triscelophorus acuminatus* para el tramo aguas abajo, como especies muy frecuentes, todas ellas de morfología tetraradiada, se concuerda con lo planteado por Dang et al. (2007), quienes resaltan que los conidios de dicha forma presentan ventaja competitiva en los ensamblajes de hifomicetos acuáticos, con respecto a especies de conidios de morfología sigmoidea y compacta.

Las actividades agrícolas e industriales influyen en el estrés antropogénico de los ambientes acuáticos, afectando significativamente la riqueza, diversidad y producción de esporas de los hifomicetos acuáticos (Tsui et al., 2016). Así el cambio de uso del suelo, eutrofización y/o contaminación y el cambio climático están entre los principales factores que afectan a la estructura y función ecológica del ensamblaje de los hifomicetos acuáticos en los cuerpos de agua (Bärlocher, 2016). Igualmente, la escasez del agua, así como las fluctuaciones extremas de la misma, repercuten más en la estabilidad del ecosistema acuático, que el solo estrés por contaminación química; sin embargo, esta es significativamente impactante para la biota de dicho sistema ecológico, siendo particularmente importante realizar estudios en los diferentes componentes del mismo, a fin de establecer mecanismos ambientales preventivos y/o correctivos. Entre los principales aspectos de la química del agua que afecta la esporulación de los hifomicetos acuáticos, está el tipo y concentración del nutriente y/o metal pesado. Así que el desarrollo de esporas con respecto a la concentración de los nutrientes es alta de 1-3 g L⁻¹ (baja a moderada), baja a 7,5 g L⁻¹ (alta) y nula a 15 g L⁻¹ (extremadamente elevada) (Sridhar y Bärlocher, 1997). Asimismo, de acuerdo a Sridhar y Bärlocher (1998), al afectarse el sistema lótico, la diversidad de los hongos acuáticos se restringe fuertemente en ríos, variando el grado de perturbación en función del agente

contaminante. Así en corrientes ácidas con altos niveles de aluminio, la actividad enzimática y por ende el crecimiento de estos organismos fúngicos se reduce drásticamente (Chamier y Tipping, 1997). En este sentido, al evidenciarse en esta investigación que la concentración de los nutrientes está dentro de un rango no tóxico, aunado a que no se encontraron relaciones significativas de éstos con los hifomicetos acuáticos, este factor no tuvo influencia en la reducción del número de especies ni de la frecuencia de esporas de las mismas.

La mayoría de los trabajos que describen la perturbación ambiental de sistemas lóticos son de zonas templadas de Europa y Asia, en particular en contaminación con metales pesados vertidos a través de las aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales. Así tenemos que en un estudio realizado en 21 ríos del sureste de Irlanda, descritos por tener una alta dureza total del agua, elevadas conductividades y pH muy ácidos, se evidenció que *Flagellospora curvula*, fue catalogada como una especie marcadora de perturbación ambiental (Harrington, 1997), una especie distinta a la mencionada en este trabajo.

En otra investigación realizada del río Sitabhumí de la India, levemente ácido, con altas concentraciones de metales pesados (Zn, Fe, Mn, Cu, Mg, Pb), se presentó un bajo número de especies y concentración de conidios en comparación con otros ríos cercanos no impactados, donde *Triscelophorus monosporus* se reporta como una de la especies más frecuentes para ambos sectores evaluados, tal como se describe en esta investigación, apareciendo en la zona afectada *Campylospora chaetoclada* y *Tumularia aquatica*, especies catalogadas como potenciales indicadoras ecológicas en ríos perturbados ambientalmente tal como lo indicaron Raghu et al. (2001). De igual manera, en ríos de la zona central de Alemania, contaminados con altas concentraciones de metales pesados (Zn, Cu, Pb, Cs, Cd), las especies de mayor concentración de conidios, catalogadas como indicadoras de contaminación, dadas sus adaptaciones fisiológicas para ello, fueron *Heliscus lugdunensis* y *Tetracladium marchalianum* (Krauss et al., 2001). En este sentido, las especies indicadoras mencionadas son diferentes a las descritas en este trabajo, debido probablemente a que el estrés ambiental es distinto.

Evaluando el efecto excesivo de nutrientes en las aguas, que puede conllevar a distintos grados de eutroficación, en un estudio realizado en el río Aver (norte de Portugal), no se encontraron diferencias en cuanto a la riqueza y producción de esporas con respecto a zonas no impactadas, indicando que relativos altos niveles de nutrientes, no perturba el desarrollo de estos organismos, encontrándose que la especie de mayor frecuencia fue *Flagellospora curta*, (Pascoal y Cássio, 2004), una especie diferente a la reportada en este trabajo. Asimismo, en el río Este al norte de Portugal, evaluando dos sectores (aguas arriba sin impacto y aguas abajo con afectación de nitratos, fosfatos y metales pesados), se encontró que la diversidad de hifomicetos acuáticos se reduce de 36 a 15 especies, siendo la de mayor producción de esporas en el primer sector del río a *Articulospora tetraccladia* y *Flagellospora* sp. y en el segundo sector del río a *Dimorphospora foliicola* y *Anguillospora filiformis* sp., considerándose indicadoras al estrés antropogénico tolerantes y sensibles, respectivamente (Pascoal et al., 2005), todas especies diferentes a las reportadas en esta investigación.

Por otra parte, Solé et al. (2008) indican en ríos cercanos a zonas industriales y mineras de la región central alemana, que altas concentraciones de nitratos, sulfatos y metales pesados (Fe, Ni, Pb, Cu, Cd, Zn, Mn, As), así como bajos niveles de oxígeno disuelto, disminuyen significativamente la diversidad de hifomicetos acuáticos, siendo *T. marchalianum*, *Cylindrocarpon* sp., *T. angulatum*, *T. setigerum*, *L. centrosphaera*, *A. flagellata*, *A. acuminata* tolerantes a diferencia de *H. lugdunensis* y *A. longissima*, especies menos abundantes y por ende más sensibles pudiendo ser excelentes especies bioindicadoras a este tipo de contaminación. Por su parte, Lecerf y Chauvet (2008), al estudiar ríos franceses de pH alcalinos, perturbados con altos niveles de nitrato y metales pesados (As, Mn), observaron que *Flagellospora curvula* fue la especie más frecuente, a diferencia de *Lemmoniera aquatica* que fue la especie menos frecuente. De igual forma, en 15 puntos del canal Augustow con la frontera polaca con Lituania, con diferentes elevados niveles de sulfato, fosfato, cloruro, reportan a *Heliscus* sp., *Tricladium* sp., *Varicosporium* sp., *Flagellospora* sp. *Lunulospora* como indicadoras de contaminación (Cudowski et

al., 2015). En otro trabajo realizado en ríos ácidos naturales y perturbados al norte de Finlandia, se determinó que el ensamblaje estructural y funcional de hifomicetos acuáticos cambia significativamente, a múltiples agentes antropogénicos, encontrando la mayor frecuencia en *Varicosporium elodeae*, *Flagellospora curvula*, *Anguillospora* sp. y *Articulospora tetracladia* (Tolkkinen et al., 2015).

En este orden de ideas, en las zonas templadas son pocas las coincidencias encontradas con este trabajo en cuanto a las especies más frecuentes, así como indicadoras de contaminación, dado a las diferencias geográficas, de vegetación, de estacionalidad, aunada a la distinta perturbación ambiental (por exceso de nutrientes y/o metales pesados). No obstante, sí se evidencia la reducción de la riqueza de especies con la afectación (Storaci et al., 2013).

En el trópico, las especies de hifomicetos acuáticos indicadoras reportadas no son las mismas a las descritas en las zonas templadas, debido a que los pocos trabajos realizados están enmarcados en estudios en sectores prístinos o en áreas afectadas con aguas residuales domésticas u agropecuarias. En este sentido, Bärlocher et al. (2010), describen la riqueza y frecuencia de esporas de los hifomicetos acuáticos en 15 ríos de diferente grado de perturbación ambiental (cinco prístinos, cinco rurales y cinco urbanos) de la cuenca del canal de Panamá. En los ríos no impactados se encontró el mayor número de especies (27), destacándose a *Triscelophorus acuminatus* con la mayor frecuencia de esporas, mientras el número de especies se redujo en ríos rurales (16) y urbanos (17), distinguiéndose a *Culicidospora gravida* y *Magdalaena monogramma* con una baja frecuencia de esporas en algunos cuerpos de agua rurales y finalmente, en las corrientes urbanas la frecuencia de esporas en la mayoría de las especies es menor, excepto en *Anguillospora filiformis*, *Campylospora filicladia*, *Flagellospora curvula*, *Tetrachaetum elegans* y *Triscelophorus monosporus*, aunado a que de manera exclusiva se presentó con menor frecuencia en este tipo de ríos a *Mycocentrospora acerina* y *Phalangispora constricta*, destacándose esta última como bioindicadora de calidad del agua ya que es sensible a la contaminación, mientras que *Flagellospora curvula* es una especie tolerante, al ser la especie con mayor frecuencia, particularmente en ríos de las zonas

rurales, caracterizados por alta turbidez, altos valores de conductividad, elevadas concentraciones de contaminantes orgánicos y de sólidos suspendidos.

En el río Cúpira en Venezuela, con características morfométricas y de vegetación ribereña similares al río de este estudio, se evaluaron en tres sectores (cabecera “sin impacto”; intermedia “pastoreo de ganado bovino; con impacto” y aguas abajo “cartera de arena y pastoreo de ganado; con impacto”) el número de especies y la frecuencia de esporas de los hifomicetos acuáticos, en relación a las características físico-químicas y microbiológicas del agua. Se encontró la reducción del número de especies en función del grado de afectación, 41 especies para la cabecera, 27 el sector intermedio y 9 para el sector aguas abajo, distinguiéndose a *Flabelliospora crassa* como la especie de mayor frecuencia en todas las zonas evaluadas, seguida por *Flagellospora curvula*, *Clavatospora tentacula*, *Campylospora* sp., *Helicomycetes torquatus*, *Alatospora acuminata*, *Anguillospora crassa*, *Brachiosphaera tropicalis*, *Camposporium pellucidum*, *Phalangispora constricta* y *Campylospora chaetocladia*. Las especies *Alatospora acuminata*, *Campylospora* sp., *Flabelliospora acuminata* y *Helicomycetes torquatus* disminuyeron drásticamente (78-88% con respecto a la cabecera) en la zona aguas abajo, indicando que son sensibles a la contaminación de la misma, caracterizada por el gran nivel de sólidos totales (348 mg L⁻¹) y sobre todo por el elevado nivel de coliformes totales (2.053 UFC/100 mL) y coliformes fecales (100 UFC/100 mL), mientras que la especie *Camposporium pellucidum*, *Clavatospora tentacula*, *Diplocladella scalaroides* y *Flagellospora curvula* aumentaron su frecuencia (17-43%), considerándose como tolerantes al mencionado estrés ambiental.

En este trabajo se ratifica nuevamente la disminución de especies en función de la perturbación ambiental, así mismo se coincide al indicar como una de las especies más frecuentes en todas las zonas evaluadas a *Triscelophorus acuminatus*, tal como se mencionó en el trabajo realizado en la cuenca del canal de Panamá (Bärlocher et al., 2010), así como a *Clavatospora tentacula* en el trabajo realizado en el río Cúpira de Venezuela (Storaci et al., 2013), dado a que son zonas de la misma región tropical, aunado a que en este río venezolano se reafirman como especies sensibles a la contaminación a *Flabelliospora*

acuminata y *Helicomycetes torquatus*, mas no como especies tolerantes, pudiendo ser porque la afectación en dicho caso estuvo dada adicionalmente a los coliformes (totales y fecales), por los sólidos totales suspendidos.

Con respecto a la relación entre las bacterias y los hongos acuáticos, en ríos y riachuelos (sistema lótico), el material vegetal alóctono o autóctono se degrada de una forma dinámicamente compleja, gracias a la esencial participación de estos. Estos microorganismos interactúan antagónicamente, debido a su competencia por los recursos disponibles, así como a varios factores de crecimiento, tal como lo plantean Mille-Lindblom y Tranvik (2003), quienes describen que el crecimiento bacteriano en la hojarasca es 12 veces mayor sin la presencia de los hifomicetos acuáticos, mientras que se duplica el crecimiento de estos organismos fúngicos en ausencia de las bacterias. Adicionalmente, Valencia-G. y Lizarazo-M. (2009) al estudiar cuatro quebradas del Parque Nacional de Gorgona en Colombia, plantean el papel bioindicador de los hongos acuáticos, ya que se observa una mayor diversidad de estos en los cuerpos de agua menos perturbados. Asimismo, Chavarria et al. (2010), estudiando la calidad ambiental de los canales turísticos de Xochimilco en México, señalan la reducción de la diversidad de hongos acuáticos a mayores niveles de coliformes totales y coliformes fecales.

Con los resultados obtenidos en esta investigación se evidencia el papel bioindicador de los hifomicetos acuáticos en el río Chirgua, al considerarse de óptima calidad ambiental en su nacimiento y en menor grado aguas abajo, a pesar de las intensas actividades agrícolas en las haciendas colindantes a dicha área del río, que puede agravarse si no se toman las medidas correctivas, en particular con los vertidos de aguas con altas concentraciones de fertilizantes, plaguicidas y funguicidas, así como desechos orgánicos de animales de granja que alteren este ecosistema. En este sentido, se propone impulsar más investigaciones que validen a los hifomicetos acuáticos como indicadores de calidad ambiental en los sistemas lóticos, a fin de robustecer los mecanismos de diagnóstico de estos ecosistemas acuáticos tan importantes para la humanidad.

Financiación. Recursos propios de los autores.

Conflicto de intereses. El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de los autores, quienes declaran no tener algún conflicto de interés que coloque en riesgo la validez de los resultados aquí presentados.

Bibliografía

- 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. 2671 p.
- Bärlocher, F., 2000. Water-borne conidia of aquatic hyphomycetes: seasonal and yearly patterns in Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. *Can. J. Bot.* 78, 157-167. DOI: 10.1139/b99-172
- 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., Dudley, W., 2010. Aquatic hyphomycete communities across a land-use gradient of Panamanian streams. *Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol.* 177, 209-221. DOI: 10.1127/1863-9135/2010/0177-0209
- Betancourt, C., Cruz, J., García, J., 1987. Los hifomicetos acuáticos de la Quebrada Doña Juana en el Bosque Estatal de Toro Negro, Villalba, Puerto Rico. *Carib. J. Sci.* 23, 278-284.
- Colin, B., 2014. *Química ambiental*. 2a ed. Editorial Reverte, Barcelona, España. 433 p.
- Comisión Venezolana de Normas Industriales (Covenin), 1984. Alimentos, métodos para recuento de bacterias coliformes en placas de petri. Norma Venezolana Convenin 1086-84. Fondonorma, Caracas.
- Comisión Venezolana de Normas Industriales (Covenin), 1986. Agua, método de membrana filtrante para análisis microbiológicos. Norma Venezolana Convenin 2409-86. Fondonorma, Caracas.
- Comisión Venezolana de Normas Industriales (Covenin), 2002. Aguas naturales, industriales y residuales. Guía para las técnicas de muestreo. Norma Venezolana Convenin 2709/2002. Fondonorma, Caracas.
- Chamier, A.-C., Tipping, E., 1997. Effects of aluminium in acid streams on growth and sporulation of aquatic hyphomycetes. *Environ. Pollut.* 96, 289-298. DOI: 10.1016/S0269-7491(97)00054-7
- Chavarria, A., González, M., Dantán, E., Cifuentes, J., 2010. Evaluación espacial y temporal de la diversidad de los ascomicetos dulceacuicolas del canal turístico Santa Cruz, Xochimilco, México. *Rev. Mex. Biodiv.* 81, 733-744.

- Cressa, C., Smits G., 2007. Aquatic hyphomycetes in two blackwater streams of Venezuela. *Ecotropicos* 20, 82-85.
- Cudowski, A., Pietryczukm 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
- 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
- Decreto 883, 1995. Normas para la clasificación control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Gaceta Oficial Extraordinaria No. 5.021, 18/12/1995, Presidencia de la República, Caracas, Venezuela. 32 pp.
- Fernández, R., Smits, B., 2005. Estudio preliminar de los hongos acuáticos en el río Cabriales (Parque San Esteban, Edo. Carabobo). *Saber* 17, 147-149.
- Fernández, R., Smits, B., 2009. Registro de la presencia de hifomicetos acuáticos en ríos de la cordillera de la costa, Venezuela. *Interciencia* 34, 589-592.
- Fernández, R., Smits, B., 2011. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Guárico, estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 36, 831-834.
- Fernández, R., Smits, B., 2013. Diversidad de hifomicetos acuáticos en la quebrada 'La Estación' de la hacienda ecológica 'La Guáquira', Yaracuy, Venezuela. *Interciencia* 38, 496-501.
- Fernández, R., Smits, B., 2015. Actualización de inventario de especies de hifomicetos acuáticos en Venezuela. *Gest. Ambient.* 18, 153-180.
- Fernández, R., Smits, B., 2016. Hifomicetos acuáticos en la cabecera del río Chirgua, Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 41, 110-113.
- Fernández, R., Smits, G., Pinto, M., 2010. Características e importancia de los hifomicetos acuáticos y registro de especies en Venezuela. *Faraute Ciens. y Tec.* 5, 56-73.
- Guevara, E., Cartaya, H., 2004. Hidrología ambiental. Facultad de Ingeniería, Universidad de Carabobo, Valencia, Venezuela. 497 p.
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P., 2001. PAST: paquete de programas de estadística paleontológica para enseñanza y análisis de datos. *Palaeontol. Electrón.* 4, art. 4.
- Harrington, T., 1997. Aquatic hyphomycetes of 21 rivers in southern Ireland. *Biol. Environ.* 97B, 139-148.
- Huber, O., Alarcón, C., 1988. Mapa de vegetación de Venezuela. 1:2.000.000. Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales Renovables; The Nature Conservancy; Fundación Bioma, Caracas.
- Ingold, C., 1975. An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (fungi imperfecti) with notes on their biology. Scientific Publication No. 30. Freshwater Biological Association, Ambleside, Reino Unido. 96 p. DOI: 10.1002/iroh.19760610215
- Krauss, G., Bärlocher, F., Schreck, P., Wennrich, R., Gläser, W., Krauss, G.-J., 2001. Aquatic hyphomycetes occur in hyperpolluted waters in central Germany. *Nova Hedwigia* 72, 419-428. DOI: 10.1127/nova.hedwigia/72/2001/419
- Lecerf, A., Chauvet, E., 2008. Diversity and functions of leaf-associated fungi in human-altered streams. *Freshw. Biol.* 53, 1658-1672. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2008.01986.x
- 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.
- 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
- 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. y 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
- Pinto, M., Fernández, R., Smits, G., 2009. Comparación de métodos de muestreo en la caracterización de la biodiversidad de hifomicetos acuáticos en el río Cúpira, Estado Carabobo, Venezuela. *Interciencia* 34, 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. DOI: 10.21676/23897864.161
- Raghu, P., Sridhar, K. y Kaveriappa, K., 2001. Diversity and conidial output of aquatic hyphomycetes in a heavy metal polluted river, Southern India. *Sydowia* 53, 236-246.
- Santos-Flores, C., Betancourt, C., 1997. Aquatic and water-borne hyphomycetes (Deuteromycotina) in streams of Puerto Rico, including records from other Neotropical locations. College of Arts and Sciences, University of Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico.
- Schoenlein-Crusius, I., Piccolo, 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
- Smits, G., 2005. Hifomicetos acuáticos en ríos de Venezuela. *Memorias del Instituto de Biología Experimental MIBE* 4, 177-181.
- Smits, G., Fernández, R., Cressa, C., 2007. Preliminary study of aquatic hyphomycetes from Venezuelan streams. *Acta Bot. Venez.* 30, 345-355.
- Solé, M., Fetzner, I., Wennrich, R., Sridhar, K., Harms, H., Krauss, G., 2008. Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Science of the total environment*. 389, 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. DOI: 10.1046/j.1365-2427.1998.00303.x
- 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, 480-487.
- Storaci, V., Fernández, R., Smits, G., 2014. Hifomicetos acuáticos en el río Cúpira (La Cumaca, Estado Carabobo, Venezuela). *Ciencia* 22, 21-27.
- 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*. Springer, Londres. pp. 285-313. DOI: 10.1007/978-3-319-29137-6_13
- Tsui, C., Hyde, K., Hodgkiss, I., 2001. Colonization patterns of wood-inhabiting fungi on baits in Hong Kong rivers, with reference to the effects of organic pollution. *Antonie Leeuwenhoek* 79, 33-38. DOI: 10.1023/A:1010210631215
- 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.
- Vásquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R., Castro, T., 2006. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS* 60, 41-48.