

VARIACIÓN TEMPORAL DE LA CONDICIÓN TRÓFICA DEL LAGO DEL PARQUE NORTE, MEDELLÍN (ANTIOQUIA), COLOMBIA

TEMPORAL VARIATION OF TROPHIC CONDITION IN THE LAKE OF THE PARQUE NORTE, MEDELLÍN (ANTIOQUIA), COLOMBIA

Diana P. Moreno-Arbeláez^{2,3}, John J. Ramírez-Restrepo^{1,4}

Resumen

Con el propósito de evaluar la variación temporal del estado trófico y la condición húmica del lago del Parque Norte (LPN), Medellín (Antioquia, Colombia), se realizaron muestreos quincenales entre marzo y agosto de 2004, en la mitad de la columna de agua en una estación de muestreo. Se utilizaron los índices de estado trófico de Carlson (IETC), el mismo modificado por Toledo et al. (IETM), el índice de estado trófico basado en la clorofila *a* activa (IET Cl. *a*) y el coeficiente de atenuación (K) propuesto por Poole y Atkins. Los resultados obtenidos muestran que el IETM describió mejor el estado trófico del lago. Los bajos valores de los coeficientes de variación (CV) de dicho índice [IETM(DS), CV = 5,9%; IETM(PT), CV = 19,5%; IETM(Cl. *a*), CV = 13,5%; IETM(promedio), CV = 8,2%] indican que el LPN no presentó una variación temporal significativa en su condición trófica durante el tiempo de muestreo y tendió a permanecer en una condición de eutrofia. El coeficiente de atenuación ($K = 2,1 \text{ m}^{-1}$; CV = 21,7%) corrobora esta condición. Por su parte, el IET Cl. *a* situó el lago en una categoría que osciló entre β mesotrófica y α eutrófica, constatándose nuevamente que existe fuerte tendencia hacia la eutrofia. Aunque desde los puntos de vista físico y químico el cuerpo de agua es poco variable, el fósforo total (PT), el nitrógeno total (NT) y la clorofila *a* activa (Cl. *a*) sí variaron temporalmente de manera significativa (PT, CV = 53%; NT, CV = 85%; Cl. *a*, CV = 63%), por lo que se constituyen en buenos referentes para realizar una descripción aproximada de la dinámica de los ensamblajes biológicos de este cuerpo de agua. Por último, se obtuvo alta variación del contenido de ácidos húmicos (CV = 63%), y su valor medio ($20,4 \text{ g l}^{-1}$) permitió ubicar al LPN en la categoría mesohúmica.

Palabras clave: clasificación húmica, Colombia, eutrofización, lago del Parque Norte, variación temporal

Abstract

With the goal of evaluating the change of trophic status and humic condition of the lake in Parque Norte (LPN), Medellín (Antioquia, Colombia), samples from one sampling station situated in the mid-point of the lake were obtained. Samples were collected fortnightly from March to August 2004. Trophic status was evaluated using the indexes of Carlson (TSIC), TSI Modified by Toledo et al. (TSIM), the Trophic State Index based on chlorophyll *a* active (TSI Chl. *a*), and the attenuation coefficient (K) proposed by Poole and Atkins. The results showed that TSIM better described the trophic status of the lake. The low values of the coefficients of variation of this index [TSIM(DS), CV = 5.9%; TSIM(PT), CV = 19.5%; TSIM(Cl. *a*), CV = 13.5%; TSIM(average), CV = 8.2%] indicated that the LPN did not present a significant temporal variation in trophic status during the sampling time and tended to remain in a condition of eutrophication. The attenuation coefficient ($K = 2.1 \text{ m}^{-1}$; CV = 21.7%) confirmed this. On the other hand, the TSI (Chl. *a*) classified the lake in a category that oscillated from β mesotrophic to α eutrophic, being again verified that a strong tendency existed towards eutrophication. While from the physical and chemical point of view the body of water was not very variable, total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and active chlorophyll *a* (Chl. *a*) varied temporarily in a significant way (TP, CV = 53%, TN, CV = 85% Chl. *a*, CV = 63%),

Recibido: diciembre 2009; aceptado: abril 2010.

¹ Docente. Instituto de Biología. Universidad de Antioquia. Medellín (Antioquia), Colombia.

² Grupo de Investigación de Limnología Básica y Experimental (*LimnoBasE*). Instituto de Biología. Universidad de Antioquia. A. A. 1226. Medellín (Antioquia), Colombia.

Correos electrónicos: ³ <diana.moreno3@aol.com.co>; ⁴ <johnra77@yahoo.com>.

that makes them good references for carrying out an approximate description of the dynamics of the biological assemblages in this body of water. Finally, a high variation in the content of humic acids was documented (CV = 63%), and its average value (20.4 g l⁻¹) allowed locating the LPN in the mesohumic category.

Key words: Colombia, eutrophication, humic classification, Parque Norte lake, temporal variation

INTRODUCCIÓN

La eutrofización consiste en forzar un sistema acuático desde el exterior, con la incorporación de más nutrientes —generalmente nitrógeno y fósforo, pero, en ocasiones, otros como sílice, potasio, calcio, hierro o manganeso— y también de materia orgánica, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef et al. 1976); por ello se considera que la eutrofización de un sistema lo retrocede, en términos de la sucesión, a un estado inicial de florecimiento súbito (Odum 1987) de algas y macrófitas, produciendo el deterioro de la calidad del agua. Es, por tanto, una condición que altera el estado estable del sistema introduciendo desorden —que ha de ser disipado para prevenir el incremento temprano de la entropía (Margalef 1983, Márquez y Guillot 2001). Esta producción de entropía, al igual que su disipación, no es uniforme y varía en función del tiempo presentando un ciclo bifásico consistente en el acrecentamiento temprano, desde un valor mínimo hasta un máximo, y, a partir de allí, un decrecimiento posterior hasta llegar de nuevo al nivel mínimo (Aoki 2006).

En función del tiempo, los ecosistemas limnéticos reciben, procesan y disipan la tensión entrópica proveniente de la cuenca de drenaje. Para ello, tanto el sistema acuático receptor como la cuenca en sí misma, se disponen en niveles de organización jerárquica, cuya estructura y funcionalidad responden a determinadas escalas espacio-temporales (Margalef 1983, Munkittrik y McCarty 1995, Porcella et al. 1980). Frente a las entradas alóctonas de

entropía, esta organización jerárquica produce una respuesta disipadora que puede evaluarse mediante la tasa respiratoria por nivel (Aoki 2006) de forma que en cada nivel de organización se genera una nueva salida procesada y disipada que repercute en el nivel siguiente, generando unos efectos determinados, en lapsos de tiempo y extensiones espaciales congruentes con los procesos determinantes de la respuesta en ese nivel. Si la capacidad disipadora del sistema a lo largo de la jerarquía compartimental interior no opera o está menguada, surge el aumento inicial de la eutrofización como fenómeno real (Monteoliva y Muñoz-Bellido 2000).

Si asumimos que hay una eutrofización natural y otra, producto de actividades antrópicas, podremos asimilar el grado de eutrofización a una “flecha del tiempo” cuya aceleración dependerá del tipo de eutrofización que estemos tratando. Si consideramos además que la naturaleza consiste en muchas estructuras jerárquicas, cada una de las cuales tiene sus propios conceptos, leyes y “tiempos”, podemos pensar la eutrofización como un tiempo característico de una jerarquía determinada en los ecosistemas acuáticos (Aoki 2006).

De acuerdo con numerosos autores existe un grupo de características morfométricas (profundidad, margen de la cuenca, entre otras), químicas (oxígeno hipolimnético y nutrientes) y biológicas (productividad, biomasa, especies indicadoras) que permiten evaluar los efectos de las variaciones en los estados tróficos. A pesar de la existencia de un gran número de indicadores, dicha caracterización es subjetiva, debido a: **1)** la falta de rangos o límites que

permitan de manera precisa atribuir una condición trófica a un cuerpo de agua, y **2)** que una descripción de la naturaleza trófica de cualquier lago, río, embalse o estuario se hace, generalmente, con referencia a una condición previa de menor concentración de nutrientes. Por ello, se considera que el estado trófico es un fenómeno multidimensional y, consecuentemente, un solo indicador trófico no mide adecuadamente este fenómeno (Kratzer y Brezonik 1981).

Carlson (1977) considera que el índice ideal es aquel que preserva las ventajas de ser multidimensional y conserva la simplicidad del unidimensional. Para Shapiro et al. (1975), un buen índice debe: **1)** ser fácilmente accesible mediante el empleo de datos inequívocos, **2)** tener una forma sencilla, **3)** presentar un margen de variabilidad suficientemente estrecho para servir de un modo práctico a los fines para los que se establece, **4)** ser objetivo, **5)** ser absoluto y no relativo lo que permitiría usarlo en cualquier situación, **6)** ser científicamente válido, **7)** ser reconvertible de manera que si el índice es un número derivado de ciertos datos, estos deben ser derivables de dicho valor, **8)** debe ser comprensible para profanos, funcionarios, operarios y otros. No obstante, el problema no es fácil de resolver, ya que algunos lagos pueden ser considerados eutróficos por un criterio y oligotróficos por otro. En consecuencia, la evaluación del estado trófico debe ser abordada, si es posible, bajo diferentes puntos de vista, a través de concentraciones absolutas de variables físicas, químicas y biológicas y de índices que utilizan estas variables en un cálculo matemático que ofrece un número comparativo que proporciona un lenguaje imparcial común. Una visión numérica del problema permitirá esbozar más claramente la condición trófica y su variabilidad en un ecosistema cualquiera (Nogueira y Ramírez 1998).

Para un mejor entendimiento de la condición trófica y del comportamiento de las variables físicas,

químicas y biológicas en un cuerpo de agua, y para obtener una clasificación más acertada, deben tenerse en cuenta las sustancias húmicas ya que causan variación en el pH, en la capacidad buffer del agua, en la biodisponibilidad de los nutrientes y los contaminantes, en la penetración de la luz, en la acidez, en la producción fitoplanctónica, y en los efectos dañinos de iones como el aluminio (Münster y De Haan 1998, Keskitalo y Eloranta 1999).

Diferentes trabajos (Ramírez 1987, 2005, Ramírez y Alcaraz 2001, Ramírez y Díaz 1994, 1996-1997, Ramírez y Noreña 2004, Sánchez y Ramírez 2000, entre otros) precisan el estado trófico del LPN, pero ninguno describe la variación temporal del mismo, si es que esta existe, ni la complementan con su condición húmica, lo cual es necesario si consideramos que, según Cole (1988) y Keskitalo y Eloranta (1999), los sistemas poco profundos, como el estudiado aquí, son más productivos, pertenecen a la serie eutrófica y son más pardos que los grandes debido a la mayor carga de ácidos húmicos. Esta idea sostiene que hay una relación entre el estado trófico de un lago y la cantidad de nutrientes que ingresan a ese cuerpo de agua y que esta puede ser cuantificada. Esta investigación pretende dar respuesta a dos preguntas: **1)** ¿Varía en un intervalo temporal de seis meses el estado trófico del lago del Parque Norte? Si la condición polimíctica de este lago facilita la uniformidad de las condiciones físicas y químicas, produciendo un sistema relativamente estable, entonces no existe variación temporal significativa en la condición trófica obtenida por las diferentes clases de herramientas de evaluación utilizadas; y **2)** ¿La clasificación del lago del Parque Norte desde el punto de vista de los ácidos húmicos es polihúmica y variable? Si esta laguna se ajusta al criterio presentado por Keskitalo y Eloranta (1999), entonces presenta altas concentraciones de ácidos húmicos, su estado trófico es polihúmico y es poco variable durante el tiempo de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El lago del Parque Norte (6° 17' N, 75° 33,4' O) es un cuerpo de agua endorreico, polimíctico, situado en el municipio de Medellín, departamento de Antioquia, Colombia. Más información sobre el cuerpo de agua puede ser consultada en Ramírez y Noreña (2001).

Los muestreos se efectuaron quincenalmente durante seis meses a una profundidad correspondiente a la mitad de la columna de agua, en una sola estación en la zona más profunda del cuerpo de agua. In situ se midieron la transparencia (disco de Secchi; $\Phi = 0,20$ m), la conductividad (conductímetro YSI) y el pH (pH-metro WTW). Las muestras de agua se colectaron con una botella Schindler con una capacidad de cinco litros.

Las concentraciones de los nutrientes (fósforo total, fósforo soluble reactivo y nitrógeno total se evaluaron en el Laboratorio de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia. El fósforo total (**PT**) y el fósforo soluble reactivo (**PSR**) se cuantificaron utilizando el método del ácido ascórbico; y el nitrógeno total con el método de Kjeldhal. Los ácidos húmicos (mg l^{-1}) se cuantificaron en el laboratorio del Grupo Interdisciplinario de Estudios Moleculares (**GIEM**), Universidad de Antioquia, utilizando el método de oxidación. Para hallar la concentración de clorofila *a* activa (**Cl. a**), se usó etanol al 96% calentado a 78 °C como solvente extractor y HCl 0,01 N para la feofitización de la muestra. Para el cálculo se utilizó la ecuación propuesta por Sartory y Grobbelaar (1984).

El coeficiente de atenuación (**K**) se estimó a partir de la propuesta de Poole y Atkins (1929). Para medir el estado trófico a partir del coeficiente de atenuación se utilizó la tabla 1.

Tabla 1. Límites de estado trófico según el coeficiente de atenuación (Esteves, 1998)

Tipo de lagos	K (m^{-1})	Límites
Lagos oligotróficos	0,19	0,10-0,28
Lagos mesotróficos	0,53	0,28-0,90
Lagos eutróficos	1,86	0,97-3,20
Lagos ricos en sustancias húmicas	2,51	0,81-4,51
Lagos turbidos	6,70	0,34-35,30

Para caracterizar el ecosistema a partir de la concentración de ácidos húmicos se tomó como referencia la tabla 2.

Tabla 2. Límites propuestos para ácidos húmicos por Keskitalo y Eloranta (1999) para lagos finlandeses

Concentraciones (g l^{-1})	Ecosistemas
0,1-0,5	Aguas subterráneas y marinas
Pocos a 15	Lagos
60	Turberas

Los índices que se utilizaron para la estimación del estado trófico fueron el de Carlson (1977) (**IETC**) que utiliza como variables la profundidad de visión del disco de Secchi y las concentraciones superficiales de PT y clorofila *a*. Este índice reduce el estado trófico de un lago a un valor (en una escala de 0 a 100), en un intento por evitar la subjetividad inherente a los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico.

Con el mismo fin, se recurrió al índice modificado de Toledo et al. (1983) (**IETM**) que utiliza la transparencia y las concentraciones de fósforo total, fósforo soluble reactivo y clorofila *a*. Los límites establecidos para ambos índices son: oligotrófico: **IET** < 44, mesotrófico: 44 < **IET** > 54 y eutrófico: **IET** > 54.

Se calculó además la media aritmética para los dos índices (**IETp**). Debido a que las cantidades de fósforo soluble reactivo fueron bajas ($< 0,0006 \mu\text{g l}^{-1}$) y no alteraban significativamente los resultados del cálculo, se decidió retirar esta variable de los cálculos del **IETM** de Toledo et al. (1983).

Se usó asimismo una variación del IET de Carlson (1977) para nitrógeno total propuesta por Kratzer y Brezonik (1981) cuyos intervalos son: ultraoligotrófico < 20 , oligotrófico 21-40, mesotrófico 41-50, eutrófico 51-60 e hipereutrófico > 61 .

Una vez establecidas las concentraciones de clorofila *a* se utilizaron los intervalos propuestos por Contreras et al. (1994) para ubicar el lago en una de las categorías tróficas presentadas en la tabla 3.

Tabla 3. Límites para el IET basado en clorofila *a* según Contreras et al. (1994) (* = intervalo en la concentración de clorofila)

Categorías	Clorofila ($\mu\text{g l}^{-1}$)*	Índice trófico
Ultraoligotrófico	0,000-0,122	0-9
α Oligotrófico	0,123-0,340	10-19
β oligotrófico	0,350-0,940	20-29
γ oligotrófico	0,950-2,600	30-39
α mesotrófico	2,700-7,200	40-49
β mesotrófico	7,300-20,000	50-59
α eutrófico	21,000-55,000	60-69
β eutrófico	56,000-155,000	70-79
γ eutrófico	156,000-425,000	80-89
hipereutrófico	$> 426,000$	> 90

Análisis estadístico. La descripción estadística de los IET utilizados se efectuó utilizando la media aritmética muestral (**M**) como medida de tendencia central; y la desviación estándar y

el coeficiente de variación de Pearson (**CV**, %) como medidas de dispersión absoluta y relativa respectivamente. Con el fin de valorar la significancia estadística de la influencia de cada una de las variables usadas para el cálculo de los IET de Carlson (1977) y Toledo et al. (1983), se utilizó un modelo de regresión y correlación lineal múltiples.

RESULTADOS

De todas las variables involucradas en la presente investigación las que presentaron la mayor dispersión con respecto a la media fueron NT (CV = 85,1%), Cl. *a* (CV = 63,0%) y PT (53,0%). Las demás variables manifestaron una dispersión baja (tabla 4).

Tabla 4. Valores de la media (**M**) y el coeficiente de variación (**CV**) de las variables evaluadas quincenalmente en el lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) durante seis meses (* = clorofila *a*; ** = fósforo total; *** = nitrógeno total)

Variables	M	CV (%)
Conductividad	2.802,30	7,9
Disco Secchi (m)	0,50	22,8
Cl. <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)*	15,90	63,0
pH (unidades)	8,40	1,2
Alcalinidad ($\text{mg CaCO}_3 \text{l}^{-1}$)	187,00	12,1
PT (mg l^{-1})**	0,05	53,0
NT (mg l^{-1} ***)	3,80	85,1

La aplicación de cualquier índice requiere probar si los supuestos exigidos para su uso se cumplen. El utilizar la transparencia como uno de los parciales del IET requiere probar si la disminución de la misma se debe al material algal —evaluado en esta investigación mediante la concentración de clorofila *a* activa. Para ello se realizó una regresión lineal simple Cl. *a* y DS que presentó un r^2 de 35,5% y un α de 0,0482, muy próximo a los límites de significación estadística. No obstante, se decidió utilizar dicha variable en los cálculos de los IET.

Tabla 5. Valores de los estadísticos de tendencia central y de dispersión absoluta y relativa temporal para los datos del nutriente limitante de la biomasa algal en el lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) [* = NT/PT adimensional; el coeficiente de atenuación (**K**) y los ácidos húmicos (**CAH**)]

Estadístico	NT/PT*	CAH (mg l ⁻¹)	K (m ⁻¹)
Media ± S	159,7 ± 324,3	20,4 ± 12,9	2,1 ± 0,5
CV (%)	203,1	63,0	21,7
Valor máximo	1.177,8	44,1	2,1
Valor mínimo	24,0	2,6	1,5

El uso del PT como componente del IET asume que el nutriente limitante es el fósforo y no el nitrógeno. En esta investigación, el LPN estuvo limitado por fósforo durante todo el tiempo de muestreo, ya que el valor hallado para la relación NT/PT fue mayor que el valor de referencia (17, adimensional) considerado por Chiauddani y Virgilis (1974) para establecer limitación por este elemento (tabla 5).

El coeficiente de atenuación vertical de luz considera un valor de 2 como frontera para los lagos eutróficos. La tabla 5 muestra que los valores hallados para el K obtenido estuvieron muy cercanos al valor de referencia ($m = 2,1 \text{ m}^{-1}$).

La variación exhibida por los diferentes IET usados fue baja tal como lo muestran los valores del CV en las figuras 1, 2 y 3. Para el índice de estado trófico de Carlson (1977) la mayor variación la presentó el IETC (Cl. a; CV = 13,3%). En el caso del índice de estado trófico modificado, el IETM (Cl. a) mostró una variación similar a la anterior (13,5%), pero el valor más alto para este índice modificado lo presenta el IETM (PT) con 19,5%. El IETM fue ligeramente más variable que el IETC.

La clasificación obtenida con el IET basado en la clorofila a presentó el sistema con una tendencia global a la eutrofia dada la preponderancia de las categorías β mesotrófica y α eutrófica, el valor medio del índice fue 56 y su dispersión relativa fue también baja (CV = 13,3%; tabla 6).

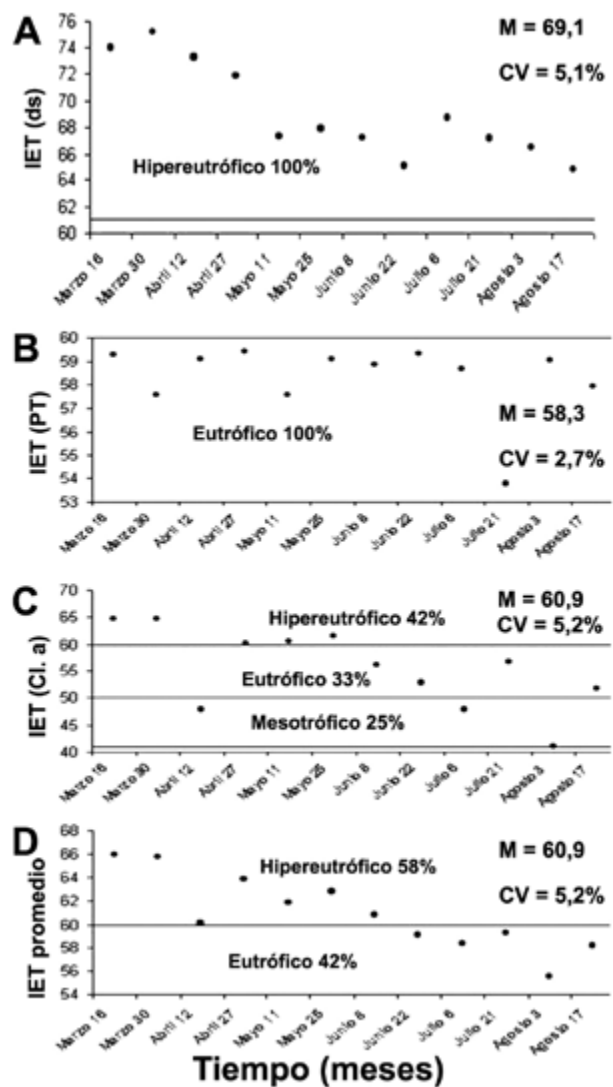


Figura 1. Dinámica temporal del IET de Carlson en el lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) para: A) disco Secchi (ds); B) fósforo total (PT); C) clorofila a activa (Cl. a); D) promedio

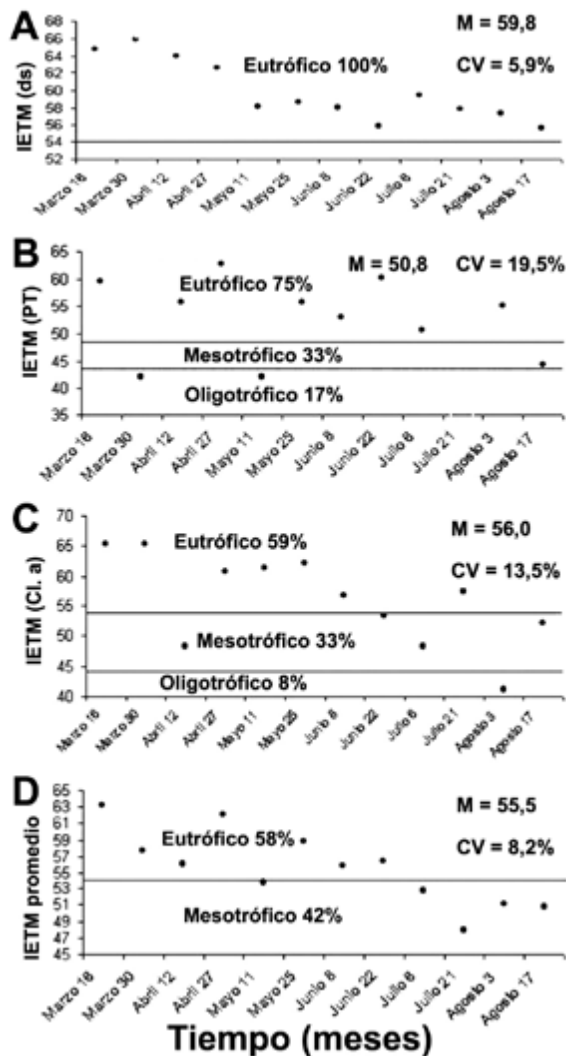


Figura 2. Variación temporal del IET modificado (IETM) en el lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) para: A) disco Secchi (ds); B) fósforo total (PT); C) clorofila *a* activa (Cl. *a*); D) promedio

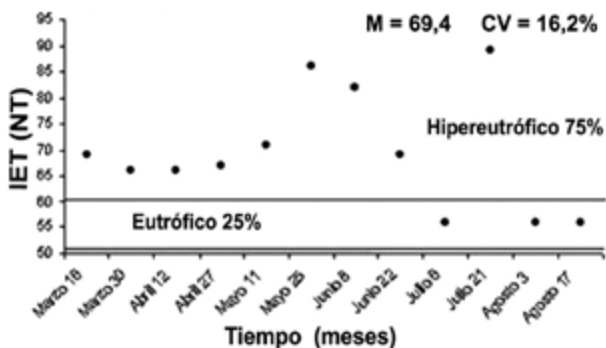


Figura 3. Evolución temporal del IET en el lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) para el nitrógeno total

Tabla 6. Clasificación del estado trófico del lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) con el IET clorofila *a* (CV = coeficiente de variación)

Fecha	Clorofila <i>a</i> (mg l ⁻¹)	IETC (Cl. <i>a</i>)	Categoría
16 de marzo	32,054	65	α eutrófico
30 de marzo	32,054	65	α eutrófico
12 de abril	5,800	48	α mesotrófico
27 de abril	20,400	60	α eutrófico
11 de mayo	21,300	61	α eutrófico
25 de mayo	23,300	61	α eutrófico
8 de junio	13,600	56	β mesotrófico
22 de junio	9,700	53	β mesotrófico
6 de julio	5,800	48	α mesotrófico
21 de julio	14,600	57	β mesotrófico
3 de agosto	2,900	41	α mesotrófico
17 de agosto	8,700	52	β mesotrófico
Media	15,800	56	
CV (%)	63,000	13,3	

Los valores de DS, PT y Cl. *a* influyeron significativamente en los valores medios de los IETC e IETM, como se indica en la tabla 7. Se observa además que para el promedio del IET modificado el valor del *r*² ajustado (*r*² *a*) fue ligeramente mayor y el del error estándar (EE) fue aproximadamente tres veces menor que el del IET promedio de Carlson.

Todos los parciales del IET de Carlson presentaron al cuerpo de agua estudiado oscilando entre eutrófico e hipereutrófico (figura 1).

Sin embargo, los valores del IET modificado clasificaron al lago del Parque Norte como un sistema con mayor tendencia a la eutrofia (figura 2). El IET para nitrógeno total identificó el sistema lagunar del Parque Norte como hipereutrófico en el 75% de los muestreos (figura 3).

Tabla 7. Resultados del modelo de regresión múltiple para evaluar la significancia de la relación de las variables independientes usadas en el cálculo de los IET promedio de Carlson (**IETC_p**) y modificado (**IETM_p**) del lago del Parque Norte (Medellín, Colombia) (**VD** = variable dependiente; **VI** = variable independiente; **Sign** = significancia; *** = altísimamente significativo a un $\alpha < 0,001$; **r² a** = r² ajustado; **EE** = error estándar)

VD	VI	α	Sign	r² a	EE
IETC_p	DS	0,0000	***	98,9%	0,32
	PT	0,0003	***		
	Cl. <u>a</u>	0,0000	***		
IETM_p	DS	0,0000	***	99,9%	0,11
	PT	0,0000	***		
	Cl. <u>a</u>	0,0000	***		

Con base en los intervalos de Keskitalo y Eloranta (1999) y en el valor obtenido por Ríos (2005) para la ciénaga del Eneal ($17,5 \text{ l}^{-1}$), la LPN puede clasificarse como mesohúmica con valores altamente dispersos alrededor del valor medio (tabla 5).

DISCUSIÓN

Variación temporal del estado trófico. Según lo planteado, la condición de polimíctico cálido continuo del lago del Parque Norte produce un sistema uniforme desde el punto de vista físico y químico. Esta postura ha sido corroborada por varias investigaciones, sobre todo en lo referente a las variables de proporcionalidad constante, como son la conductividad, la alcalinidad, la dureza, los cloruros y el pH (Ramírez 1987, 2009, Ramírez y Corbacho 2005, Ramírez y Díaz 1994, entre otras). Los resultados obtenidos aseveran lo ya concluido. A pesar de todo, en la tabla 4 se observan algunas variables (PT, NT y Cl. a) con valores de dispersión muy altos que parecen contradecir lo expresado. No obstante, vemos que en el caso de los nutrientes la causa posible de estas variaciones es el número de pasos que se siguen para realizar el análisis, no menos de tres a cuatro, lo cual agrega varianza que no pertenece al ambiente. Para el caso de la clorofila a, son difíciles de explicar los valores

extremos, sobre todo en un sistema de carácter eutrófico.

La poca variabilidad obtenida en esta investigación para el estado trófico posiblemente se deba a la sinergia de tres factores: el alto tiempo de residencia del sistema, su condición de laguna polimíctica cálida continua y de trampa de nutrientes. La carga interna de nutrientes proveniente del sedimento es redistribuida por la mezcla continua y reciclada dentro de la columna de agua, pues por el alto tiempo de retención y la ausencia de afluentes no existe un recambio de agua considerable.

Aunque los estudios realizados en este cuerpo de agua no han tenido carácter continuado, si hacemos un poco de historia referente al estado trófico, podemos deducir que el sistema ha presentado dos grandes cambios. Entre agosto y noviembre de 1989 ($n = 12$ muestreos), utilizando la clorofila a activa ($38,0 \mu\text{g l}^{-1}$) y el correspondiente IET (Cl. a) (67, adimensional) de la tabla 3, el LPN se clasificaría como α eutrófico; y usando el coeficiente de atenuación ($K = 2,28 \text{ m}^{-1}$), sería eutrófico. El fitoplancton predominante en este año pertenecía al orden Chlorococcales (55%) y a la familia Scenedes-maceae (30,3%) ambas indicadoras de sistemas eutróficos (Ramírez y Díaz 1994).

En un estudio efectuado entre marzo de 1999 y febrero de 2000 se obtuvo una concentración media de clorofila *a* de 130,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ ($n = 50$ muestreos), la cual de acuerdo con el criterio de Rojo y Álvarez-Cobelas (1995) identificaría el sistema como hipereutrófico, por presentar concentraciones mayores a 100 $\mu\text{g l}^{-1}$. Debido a lo anterior, surge entonces la pregunta ¿a qué se debió dicha alteración ecosistémica? La causa más evidente fue la introducción del alga verde *Botryococcus braunii* la cual invadió por completo el sistema (Ramírez 2005, Ramírez y Corbacho 2005) y permitió que se registraran los valores mencionados.

Sin embargo, en la presente investigación se observó que *B. braunii* ya no aparecía como el fitopláncton dominante y, disipador a su escala y en el nivel jerárquico correspondiente, de la tendencia a la hipereutrofia mencionada. Resurge entonces la pregunta ya hecha. Una posible nueva respuesta, es que las bacterias presentes fueron las modificadoras de la condición biológica del cuerpo de agua, pues su mayor relación S.V⁻¹ les permite competir más adecuadamente que las algas, especialmente por nutrientes, por lo que limitan el acceso de aquellas (*B. braunii* en especial) a estos recursos, reduciendo drásticamente su densidad. Debido a esta última condición, en esta investigación, la biomasa evaluada mediante la clorofila *a* registró valores bajos.

Canosa y Pinilla (2007) encontraron que la actividad bacteriana tiende a incrementarse con el estado trófico, sobre todo en aquellos cuerpos de agua con temperaturas altas como el LPN. Pinilla et al. (2007), en el lago Boa, evidenciaron que una disminución de las bacterias implicaba aumentos del fitoplancton y viceversa, lo que podría mostrar algún tipo de competencia entre ambas comunidades, posiblemente por fósforo. A pesar de lo anterior, parece ser que cada comunidad es independiente ya que mientras en muchos ambientes el fitoplancton está limitado

por nitrógeno, el bacterioplancton lo está por fósforo (Vrede et al. 1999).

Generalmente, a mayores densidades de fitoplancton hay mayor producción de COD por excreción que promueve el desarrollo de las bacterias (Pinilla et al. 2007). No obstante, el acople entre algas y bacterias depende no solo de la disponibilidad de COD, sino de otros factores como la limitación de nitrógeno o fósforo y la herbivoría (Canosa y Pinilla 2007). Parece razonable pensar que el acoplamiento entre bacterias y algas ocurre más a nivel metabólico (producción) que entre las abundancias o las biomásas y que este fenómeno es más intenso en lagos oligotróficos, donde la fuente principal de COD son las algas (Pinilla et al. 2007).

Investigaciones efectuadas desde el momento de la fundación del lago evidencian cantidades exageradas de bacterias de diferente tipo, en especial coliformes. Un informe bacteriológico inicial elaborado por Empresas Públicas de Medellín (EPM 2005) mostraba incontables colonias de bacterias, un número más probable/100 ml mayor de 110.000 y un resultado positivo para coliformes y *Escherichia coli*. Para el año 2001 se hallaron concentraciones de coliformes fecales mayores que 240; para 2002 las concentraciones de estos microorganismos oscilaron entre 1.400 y 1.600 (Metroparques et al. 2002). Para el año 2006, los fecales presentaron una concentración de 1.400 (Valencia 2009), lo cual es una evidencia clara que muestra que en el LPN la contaminación de origen fecal se ha mantenido y aumentado con el tiempo, en especial hacia los últimos años. Además, en este trabajo, se halló mayor cantidad de bacterias fecales en los sedimentos que en la columna de agua. Con todo, no debe olvidarse que el LPN es un sistema eutrófico en el que predomina la producción primaria fitoplanctónica, lo que según Wetzel (1981) disminuye la entrada de humus a los sedimentos en comparación con el influjo de las fuentes alóctonas y litorales.

El desplazamiento del alga mencionada permitiría entonces el surgimiento de un nicho que será ocupado por otras algas, no reportadas en su mayoría en el cuerpo de agua en años anteriores, entre las cuales predominaron *Chroococcus minimum*, *Cyclotella meneghiniana*, *Euglena oxyurus*, *Rhodomonas lacustris* y *Selenastrum capricornutum*.

El aumento de la eutrofización implica, según Ludovissi y Poletti (2003) el incremento de estrategias r en el sistema, de la producción primaria, del reciclaje de nutrientes, del almacenamiento de información, de las tasas de crecimiento y de la dinámica poblacional, una disminución de la entropía y el desorden, e incremento de la exergía; todo ello con el fin de disipar la energía y la materia entrantes, impedir el deterioro mayor del sistema y optimizar el uso de los recursos disponibles. Los fitopláncotes encontrados durante esta investigación representan dicha condición, pues con excepción de *E. oxyurus*, todos son r-estrategas [estrategas C en la clasificación de Reynolds (1997)]. Las bacterias constituirían también una confirmación de esta tendencia, pues por su tamaño podrían considerarse de función ecológica similar a la de los estrategas r del fitoplancton: disipadores de entropía.

A partir del modelo de regresión múltiple se coligió entonces que por su mejor ajuste, mostrado por el mayor valor del coeficiente de determinación (99,9%) y el menor error estándar (0,11), el índice más adecuado para acercarnos a la realidad trófica de la LPN es el IETM. Otras razones que respaldan esta decisión son: **1)** los proponentes del IET de Toledo et al. (1983) llevaron a cabo una modificación del índice de Carlson (1977) basada en estudios realizados en un embalse tropical, el embalse Barra Bonita de la ciudad de São Paulo; y **2)** la marcada tendencia hacia la hipereutrofización mostrada por el IET de Carlson no es justificable, pues para ello se requerirían, por ejemplo, valores de clo-

rofila α activa superiores a los $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (Rojo y Álvarez-Cobelas 1995), los cuales nunca se presentaron durante el tiempo de estudio.

Variación de la condición húmica. El lago del Parque Norte es un cuerpo de agua con una microcuenca contribuyente muy reducida. Esta condición no permite considerar entradas significativas de ácidos húmicos provenientes de los ecosistemas terrestres, los cuales son la fuente primaria de ácidos húmicos (Wetzel 2001, Wetzel y Likens 2000). Quedarían pues, por su condición endorreica, las fuentes internas, entre ellas las de las aguas subterráneas. Al respecto, Keskitalo y Eloranta (1999) mencionan el bajo aporte de ácidos húmicos proveniente de estas fuentes, ya que las concentraciones de COD (del que forman parte los ácidos húmicos) son mayores en las capas superficiales del suelo y disminuyen fuertemente hacia los horizontes inferiores del mismo. Los únicos contribuyentes internos a tener en cuenta serían entonces las algas. Sin embargo, ninguna de las halladas en esta investigación se registra como adaptada a dicha condición, pues el agua rica en ácidos húmicos presenta valores ácidos de pH, la cual no ha sido nunca la condición de las aguas del sistema bajo estudio.

La variabilidad espacial y temporal en la distribución de ácidos húmicos derivados en sedimentos, suelos y agua es función de los residentes microbianos capaces de procesar o generar estos complejos orgánicos. Los mecanismos utilizados por estos organismos incluyen el procesamiento de los productos primarios de la fotosíntesis como fotosintetasas solubles, cuerpos celulares, basura y otras elaboraciones de la rizosfera y el agua, y su liberación metabólica (White et al. 1990).

Se considera que la combinación de producción primaria y tasas de descomposición controla la cantidad de COD presente en el agua. Keskitalo y Eloranta (1999) citan como evidencias el que

en los ambientes árticos y alpinos, al igual que en los ambientes áridos, se presentan bajas concentraciones de COD debidas a la baja productividad. Los ambientes templados y tropicales, aunque mucho más productivos, tienen altas velocidades de oxidación de la materia orgánica, lo que tiende a disminuir las concentraciones de COD. La taiga, por el contrario, tiene alta producción de materia orgánica y baja descomposición, lo que incrementa la concentración de COD. Por su condición de lago ecuatorial, nuestro sistema presenta entonces desventajas evidentes que impiden hallar concentraciones altas de COD y, por ende, de ácidos húmicos en sus aguas. Su vaso reducido con poca vegetación presente, una zona litoral muy pequeña, su alta temperatura, su pequeña microcuenca, además de la alta concentración bacteriana, nos lleva a considerarlo como un cuerpo de agua mesohúmico con una tendencia marcada hacia la condición oligohúmica, la cual por las condiciones mencionadas, varía fuertemente en el cuerpo de agua.

CONCLUSIONES

Los “ajustes” realizados por el sistema LPN parecen apuntar, al igual que en cualquier sistema abierto, a minimizar el flujo de exergía, es decir, el trabajo máximo para llegar al equilibrio termodinámico, que en los sistemas abiertos recibe el nombre de estado estable. Si consideramos esta última situación, podríamos pensar que el LPN se dirige también hacia una estabilidad biológica, además de la estabilidad física y química registrada en trabajos anteriores y en esta investigación. De ser así, y solo futuros trabajos lo corroborarían, tendremos un sistema que persistirá en un estado estable, lo que implica una resistencia a alcanzar estados de menor información y asimetría y persistir en un estado relativamente fijo y simétrico, con alta posibilidad de ocurrencia y certidumbre acerca del próximo estado. Podemos decir entonces que aceptamos la previsión hecha en la hipótesis y

como solución al problema planteado en la pregunta, respondemos que, efectivamente, no hay variación considerable en la condición trófica del sistema y el IETM fue el mejor descriptor del estado trófico de LPN.

A la pregunta sobre la clasificación del lago del Parque Norte, como polihúmica y poco variable, podemos contestar, que por las condiciones mencionadas, este cuerpo de agua es eutrófico-mesohúmico con algunos periodos como eutrófico-oligohúmico. Por tanto, no aceptamos la previsión referente a que el lago presenta altas concentraciones de ácidos húmicos y estado trófico polihúmico poco variable durante el tiempo de muestreo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que no existe una tabla de referencia de sustancias húmicas para ecosistemas acuáticos tropicales, lo que impide una acertada clasificación del LPN.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los laboratorios de Microbiología, Micología, LimnoBasE de la Universidad de Antioquia y a las autoridades del Parque Norte por su apoyo logístico. Además, a la Asociación Nacional de Estudiantes de Ciencias Biológicas (ANECB) por el apoyo económico.

REFERENCIAS

- Aoki I. 2006. Min-Max principle of entropy production with time in aquatic communities. *Ecological Complexity* 3: 56-63.
- Canosa A, Pinilla E. 2007. Relaciones entre las abundancias del bacterioplancton y del fitoplancton en tres ecosistemas lénticos de los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical*, 55: 135-146.
- Carlson RE. 1977. A trophic dtate index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- Chiauddani G, Virgilis M. 1974. The N:P ratio and test with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. *Water Research*, 8: 1063-1069.
- Cole GA. 1988. *Manual de limnología*. Montevideo: Editorial Hemisferio Sur. p. 405.

- Contreras F, Castañeda L, García A. 1994. La clorofila *a* como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* (Universidad Autónoma de México), 21: 55-66.
- Esteves F. 1998. *Fundamentos de limnología*. 2.ª ed. Río de Janeiro (Brasil): Editorial Interciencia. p. 529.
- Keskitalo J, Eloranta P, editores. 1999. *Limnology of humic lakes*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 284.
- Kratzer C, Brezonik P. 1981. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resources Bulletin*, 17: 713 -715.
- Ludovissi A, Poletti A. 2003. Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecological Modelling*, 159: 223-238.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Editorial Omega, Barcelona. p. 1010.
- Margalef R, Planas A, Armengol J, Vidal A, Prat N, Guiset A, Tija J, Estrada M. 1976. *Limnología de los embalses españoles*, # 123. Madrid: Dirección General, Ministerio de Obras Publicas.
- Márquez G, Guillot G. 2001. *Ecología y efecto ambiental de embalses. Aproximación con casos colombianos*. Serie de publicaciones del posgrado en gestión ambiental. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.
- Metroparques, Corantioquia, Construcciones Gamma. 2002. *Estudio hidrobiológico del Parque Norte J. Emilio Valderrama, Medellín (Colombia)*.
- Monteoliva AP, Muñoz-Bellido C. 2000. La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses. Fecha de acceso: 2010 marzo. Disponible en: <<http://www.fortunecity.es/felices/andorra/51/Gestion%20limnologica.htm>>.
- Munkittrik KR, McCarty LS. 1995. An integrated approach to aquatic ecosystem health: top-down, bottom up, or middle out. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4: 77-90.
- Münster U, De Haan H. 1998. The role of microbial extracellular enzymes in the transformation of dissolved organic matter in humic waters. En: Hessen DO, Tranvik L, editors. *Aquatic humic substances*. Heidelberg: Springer-Verlag. p. 199-257.
- Nogueira NM, Ramírez JJ. 1998. Variação mensal da condição trófica do Lago das Garças (São Paulo, SP., Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10: 21-34.
- Odum EP. 1987. *Ecología*. México, D. F.: Editorial Interamericana. p. 639.
- Pinilla GA, Canosa A, Vargas A, Gavilán M, López L. 2007. Acoplamiento entre las comunidades planctónicas de un lago amazónico de aguas claras (lago Boa, Colombia). *Limnética*, 26: 53-65.
- Poole HH, Atkins WRG. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of Marine Biology (Association U. K.)*, 16: 297-324.
- Porcella DB, Peterson SA, Larsen DP. 1980. Index to evaluate lake restoration. *Journal of Environmental Engineering Division (ASCE 106, EE6)*, 1151-1169.
- Ramírez JJ. 1987. Contribución al conocimiento de las condiciones limnológicas del lago del Parque Norte. *Actualidades Biológicas*, 16: 12-30.
- Ramírez JJ. 2005. Respuesta de la comunidad fitoplanctónica residente en una laguna ecuatorial hipereutrófica a la introducción de un nuevo ecodemo. *Limnética*, 24: 295-304.
- Ramírez JJ, Díaz A. 1994. Caracterización limnológica y estructura de la comunidad fitoplanctónica en la laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Hoehnea*, 21 (1/2): 7-28.
- Ramírez JJ, Díaz A. 1996-1997. Fluctuación estacional del zooplancton en el lago del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 44/45: 549-563.
- Ramírez JJ, Alcaraz H. 2001. Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un sistema eutrófico tropical: laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Caldasia*, 24(2): 411-423.
- Ramírez JJ, Noreña JF. 2001. Comportamiento de la tasa de sedimentación del material sestónico en dos periodos climáticos contrastantes en un lago urbano raso: laguna del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 23 (74): 65-74.
- Ramírez JJ, Noreña JF. 2004. Caracterización limnológica del sedimento de un lago tropical urbano raso. *Caldasia*, 26: 173-184.
- Ramírez JJ, Corbacho M. 2005. Population dynamics of *Botryococcus braunii* Kützing 1849 in a shallow Tropical eutrophic lake. *Algological Studies*, 115: 130-143.
- Ramírez JJ. 2009. *Limnología química del lago*. En: Ramírez JJ, editor. *Historia limnológica de un lago artificial urbano raso*. Informe final. Medellín: Universidad de Antioquia. p. 78-89.
- Reynolds CS. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*. Germany: Ecology Institute. p. 371.
- Ríos E. 2005. *Caracterización ambiental de la ciénaga El Eneal, ubicada en la reserva San Guaré (Municipio de San Onofre, Sucre)*. Trabajo de Investigación. Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Rojo C, Álvarez-Cobelas M. 1995. Ecology of phytoplankton in a hypertrophic, gravel—pit lake. IV Chlorophyceae, Chlorococcales. *Algological Studies*, 77: 7-35.
- Sánchez JI, Ramírez JJ. 2000. Dinámica de la comunidad zooplanctónica (excepto protozoa) en las zonas limnética y litoral del lago del Parque Norte, Medellín, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 22: 65-82.

- Sartory DP, Grobbelaar JU. 1984. Extraction of Chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, 114: 177-187.
- Shapiro J, Lundquist JB, Carlson RE. 1975. Involving the public in Limnology: an approach to communication. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 19: 866-874.
- Toledo AP, Talarico M, Chinez SJ, Agudo E. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. XIX Congresso Interamericano de Engenharia e ambiental. Camboriú.
- Valencia S. 2009. El estado microbiológico. En: Ramírez JJ, editor. *Historia limnológica de un lago artificial urbano raso*. Informe final. Medellín: Universidad de Antioquia. p. 135-146.
- Vrede F, Vrede T, Isaksson A, Karlsson A. 1999. Effects of nutrients (phosphorus, nitrogen and carbon) and zooplankton on bacterioplankton and phytoplankton—a seasonal study. *Limnology and Oceanography*, 44: 1616-1624.
- Wetzel RG. 1981. *Limnología*. Barcelona: Omega. p. 679.
- Wetzel RG. 2001. *Limnology: lakes and rivers ecosystems*. 3^{ra} ed. New York: Academic Press. p. 1006.
- Wetzel RG, Likens GE. 2000. *Limnological analyses*. New York: Ed. Springer. p. 429.
- White DC, Nivens DE, Mittelman MW. 1990. The application of novel approaches for characterizing organic acids from aqueous matrices focusing biological systems on environmental problems. En: Perdue EM, Gjessing ET, editors. *Organic acids in aquatic ecosystems*. Berlin (Alemania): Wiley-Interscience Publication. p. 25-42.