

**VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL FITOPLANCTON EN EL
EMBALSE RIOGRANDE II (ANTIOQUIA)**

ESTUDIANTE: Keylis María Barros Acosta

ASESORA: Mónica Tatiana López Muñoz

**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
INSTITUTO DE BIOLOGÍA
MEDELLÍN-COLOMBIA**

2013

TABLA DE CONTENIDO

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS.....	Pág.
AGRADECIMIENTOS.....	5
RESUMEN.....	9
1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. MÉTODOS.....	17
2.1. Descripción del área de estudio.....	17
2.2. Diseño metodológico.....	19
2.3. Materiales y métodos.....	19
2.4. Análisis de la información.....	21
3. RESULTADOS.....	24
3.1. Características físicas y químicas del agua.....	24
3.2. Caracterización taxonómica y variación de la estructura del fitoplancton.....	26
4. DISCUSIÓN.....	42
5. CONCLUSIONES.....	48
6. BIBLIOGRAFÍA.....	50

LISTA DE TABLAS

TABLAS	Pág.
Tabla 1. Estaciones de muestreo en el embalse Riogrande II.....	18
Tabla 2. Variables ambientales, físicas y químicas medidas <i>in situ</i> en el embalse Riogrande II.	19
Tabla 3. Variables químicas del embalse Riogrande II medidas en laboratorio. Tomado de informe semestral del Programa Embalses. (EPM 2011).....	19
Tabla 4. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el embalse Riogrande II en octubre de 2010, marzo y junio de 2011.....	27
Tabla 5. Biomasa ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$) de los taxones dominantes en el embalse Riogrande II en los muestreos de octubre 2010, marzo y junio de 2011.....	31
Tabla 6. Riqueza específica e índices de diversidad del fitoplancton en el embalse Riogrande II.	37

LISTA DE FIGURAS

FIGURAS.....	Pág.
Figura 1. Ubicación geográfica del embalse Riogrande II y de las estaciones de muestreo del proyecto embalses EPM-U de A-UnalMed.....	18
Figura 2. Método empleado para el cálculo del biovolumen.....	22
Figura 3. Variación de la biomasa fitoplanctónica ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$) durante el periodo de estudio en el embalse Riogrande	34
Figura 4. Riqueza específica e índices de diversidad y dominancia del fitoplancton en el embalse Riogrande II.....	39
Figura 5. Análisis de Redundancia entre los taxones dominantes y las variables físicas y químicas del embalse Riogrande II por periodos (a), estaciones (b) y profundidades(c)....	40

Barros-Acosta

AGRADECIMIENTOS

A mi Dios quien se encargó paso a paso de mostrarme su majestad y grandeza a través de las ciencias, enseñándome el valor de todo cuanto existe en este bello universo que para mí, aun con el conocimiento adquirido, continúo segura que es obra de sus manos.

A mi dulce y fiel Jesús, por su amor, paz y misericordia en cada uno de los días vividos en este hermoso proceso, donde compartí y conocí a personas maravillosas con distintos caracteres, costumbres y creencias, a las cuales aprendí a aceptar y amar con respeto y admiración.

Al espíritu santo, consolador, amigo y confidente, quien en momentos difíciles tomó mis lágrimas y me llenó de confianza y esperanza, permitiéndome descansar en su regazo haciéndome un mejor ser humano, colocando en mí una sonrisa de alegría para entregar a mis semejantes.

A mi madre Eolides María Acosta, por su ejemplo de valentía y tenacidad para salir adelante, enseñándome la importancia y el valor de todo cuando se adquiere con amor y sacrificio.

A mi padre Calixto Ramón Barros, de quien aprendí a soñar despierta y a ver la vida como la oportunidad para alcanzar mis sueños.

A mis eternos amores: mi hijo Ángel Santiago y mi amigo y esposo Luis Darío Campo Paniza, quienes sólo se han dedicado a hacerme feliz, siendo iconos de verdadero amor y

Barros-Acosta

apoyo incondicional sin escatimar esfuerzos o sacrificios cruzando los límites de la distancia.

A mis hermanos Martha, Lina, Claudio, Sofanor y Calixto Barros por depositar en mí su confianza, y apoyar sin condiciones este sueño.

A mis sobrinos, por soñar juntamente conmigo y seguir de cerca este proceso con admiración y respeto.

A mis suegros, Luis Enrique Campo y Nereida Paniza, por acogerme como una hija y apoyarme con amor incondicional compartiendo alegrías y tristezas, orando siempre a Dios por mi bienestar.

A la iglesia El Cordero De Dios, quienes con amor fraternal fueron ayuda y baluarte en todo momento.

A la señora Piedad Muñoz, a los esposos Posada López, Madrid López y a todos los familiares y amigos pertenecientes a este núcleo familiar, quienes amorosamente me acogieron en su hogar, brindándome cariño, respeto y protección. Grandes seres humanos que marcaron mi historia de vida entregando una mano amiga para alcanzar esta meta.

A mi asesora, Mónica Tatiana López Muñoz, por darme la oportunidad de caminar a su lado y disfrutar de su conocimiento, compañerismo, tolerancia y ejemplo de vida, por enseñarme con paciencia y profesionalismo el maravillo mundo de las algas, por forjar en mi el carácter de un profesional y dejar a un lado el temor, por permitirme conocer y disfrutar de su casa y su familia, por depositar en mi su confianza dándome la primera

Barros-Acosta

oportunidad laboral, por anclarse en el corazón de mi familia y marcar mi vida personal e intelectual.

Al Grupo de Investigación en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA) por permitirme el acceso a las muestras y la información necesaria para elaborar mi tesis y a las Empresas Públicas de Medellín, por facilitar los recursos económicos y humanos para este proyecto.

Al Grupo de Limnología Básica y Experimental y Biología y Taxonomía Marina (LimnoBase y Biotamar), en cabeza de su director Mario Londoño, por permitirme el acceso a las instalaciones del laboratorio y porque me abrieron las puertas al conocimiento científico con total apoyo, compañerismo y aceptación, especialmente a Mario Medina por su orientación y paciencia al despejar mis dudas con total respeto.

A mis compañeros y amigos de clases y de la vida, Dani Zabaleta, Nidia Vélez, Derlis Sánchez, Kelly Rivera, Lizeth Bedoya, Ana Láinez, Miguel Arrieta, Gustavo Cobos, Jorge Meneses, Jesús Antonio Cogollo, Luis David Pérez, Osman Fernández, Mario Ruíz y los que me faltaron por mencionar que hicieron parte de esta gran familia de biólogos, con los cuales compartí y disfruté momentos imborrables de mi existencia, tormentas y calmas, enojos y risas, saberes e ignorancias, en nuestra carrera de biólogos y formación para la vida.

A Oscar De Ángel Jiménez, quien de modo constante insistió en que debía realizar una carrera profesional en nuestra Alma Mater.

Barros-Acosta

A todas las personas maravillosas que de una forma u otra hicieron parte de este proceso que hoy es un sueño hecho realidad, a todos muchas bendiciones e infinitos agradecimientos!

RESUMEN

El embalse Riogrande II es una fuente para el abastecimiento a la planta de potabilización Manantiales, la generación hidroeléctrica y el saneamiento del río Medellín. Actualmente, se está realizando un estudio multidisciplinario para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico de este embalse. Debido a la importancia del fitoplancton en dicho sistema, se planteó la pregunta: ¿cuáles son las causas de la variación temporal y espacial de la composición y estructura del fitoplancton en el eje horizontal del embalse, en tres profundidades en la zona fótica y en tres periodos hídricos contrastantes? Con el objetivo de caracterizar la composición, distribución y estructura del fitoplancton, determinar su relación con variables ambientales; establecer la variación de las características poblacionales entre estaciones y profundidades en la zona fótica, así como entre periodos hídricos, y determinar su dinámica en función de las condiciones ambientales, se ubicaron tres estaciones de muestreo cerca a la cola, la parte media y la presa, en las cuales se recolectaron muestras subsuperficiales, al 10% y al 1% de incidencia lumínica en tres periodos: aguas altas (octubre/10), bajas (marzo/11) y transición (junio/11). Dado que los factores climáticos y la dinámica hídrica generan cambios en las características del agua y las comunidades, se planteó la hipótesis de que el fitoplancton varía espacio-temporalmente, en función de las lluvias, la luz, la conductividad y la concentración de oxígeno y nutrientes. Se observaron tendencias relativamente homogéneas tanto en las variables ambientales como del fitoplancton; sin embargo, en aguas altas se obtuvieron mayores valores de transparencia y menores de sólidos, que coincidieron con una importante disminución de la biomasa fitoplanctónica. Cianobacteria y Chlorophyta fueron los grupos más diversos, debido a la condición eutrófica del sistema y *Dolichospermum*

Barros-Acosta

(género ampliamente tolerante), el taxón dominante, lo cual generó bajos valores de riqueza y diversidad. Así, la hipótesis planteada solo se corroboró temporalmente, ya que fueron factores climáticos los principales responsables de las variaciones en la estructura de las algas.

Palabras claves: Riogrande II, fitoplancton, *Dolichospermum*, dinámica temporal y espacial.

1. INTRODUCCIÓN

El fitoplancton es un grupo de organismos planctónicos, en su mayoría fotoautotróficos, adaptados a la suspensión en las aguas abiertas de los sistemas leníticos, en la zona pelágica del mar, o en los ríos, sometido a movimiento pasivo por el viento y las corrientes, que comúnmente se presenta en la superficie del agua (en la zona fótica), o completa una porción significativa de sus ciclos vitales en dicha zona (Roldán y Ramírez 2008).

Además de la luz, requerimiento vital para la fotosíntesis, por medio de la cual la mayoría de las algas adquieren el Carbono para el mantenimiento y crecimiento de las células (Tuchman et al. 2006), estos organismos demandan nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, por lo que su supervivencia está mediada por diferentes estrategias que les permite mantenerse en las profundidades adecuadas, tanto para la consecución de nutrientes como para las intensidades de luz apropiadas (Reynolds 1984). Debido a esto es previsible que el fitoplancton presente una organización vertical, mediada fundamentalmente por la densidad de las células y la resistencia ejercida por el agua para su hundimiento (Margalef 1983).

Dichos recursos están determinados por factores que varían en tiempo y espacio y que pueden influenciar la estructura comunitaria de las especies (Tundisi y Henry 1986, Vanni y Temte 1990). Así por ejemplo, el clima regula el medio acuático otorgando un rango característico a cada población en distintos periodos hidrológicos y generando estructuras y asociaciones de acuerdo a las fluctuaciones ambientales (Hutchinson 1967), llegando incluso a provocar adaptaciones morfológicas, anatómicas, fisiológicas y/o ecológicas de la biota cuando dichos cambios son más fuertes que sus estrategias adaptativas (Pava et al.

Barros-Acosta

2006). Bajo este aspecto creció el interés en el manejo de ecosistemas acuáticos usando asociaciones de especies como indicadoras de niveles tróficos (Huszar et al. 1998).

El conocimiento de las algas, en particular su ecología en aguas continentales ha sido muy limitado. Esto debido en parte a la visión antropocéntrica dominante, que asigna mayor importancia a aspectos utilitarios relacionados con el desarrollo económico, que al conocimiento y conservación de la biodiversidad, así como a la preferencia por estudiar organismos conspicuos (plantas vasculares, vertebrados, entre otros). Sin embargo, desde el siglo pasado se manifestó un interés creciente por el estudio del fitoplancton, dada su importancia como primer eslabón de la cadena trófica, productor de oxígeno, depurador de sustancias contaminantes y como bioindicador, entre otras propiedades (Margalef 1983, Palmer 1962).

Gracias a estos estudios, se reconoció al fitoplancton como un elemento principal para la comprensión de los ecosistemas acuáticos (Olenina et al. 2006), ya que el conocimiento de su composición, productividad y biomasa son esenciales en la ecología y dinámica de las comunidades que interactúan en el medio acuático.

Investigaciones realizadas en diversos ecosistemas acuáticos han permitido conocer un amplio espectro de variación de formas de vida fitoplanctónicas que involucran diferentes aspectos ecológicos. Dentro de estas grandes particularidades se encuentran las características morfológicas, mecánicas y fisiológicas de las células (Margalef 1983) y aspectos sobre la ecología de las comunidades. Además, en las últimas décadas se ha demostrado que dichos ecosistemas sufren profundas modificaciones como producto de las

Barros-Acosta

actividades antrópicas, las cuales afectan al fitoplancton, y que una de las causas de este fenómeno es el aumento en la generación de residuos sólidos y líquidos, situación que ha avanzado globalmente de modo considerable (Dolbeth et al. 2003, Fontúrbel 2004, Western 2001).

Otra de las grandes alteraciones que sufren las cuencas hídricas es la construcción de embalses, lo cual modifica simultáneamente los cursos naturales, el régimen de caudales, la estructura física del hábitat y el funcionamiento ecológico (Prenda et al. 2006). En estos ecosistemas acuáticos interactúan un importante número de especies incluyendo flora, fauna y microorganismos, además de sustancias orgánicas e inorgánicas, tanto en el agua como en el sedimento (Roldán y Ruíz 2006).

En sur América y específicamente en Colombia, la creación de embalses con fines de producción de energía y potabilización de agua, es una actividad que crece y se potencializa con un gran número de instalaciones con lo último en tecnología, cada vez más grandes y complejas, para suplir necesidades de grandes y pequeñas poblaciones humanas (EPM 2007). Actualmente, se registran más de 24 embalses con volúmenes superiores a los mil millones de metros cúbicos, cuyas áreas varían entre 0,2 y 74,0 km² y una capacidad de generación entre los 10 y 1000 MW. La mayoría están localizados sobre las cuencas de los ríos Magdalena y Cauca y la altiplanicie de Cundinamarca-Boyacá (Roldán 1992).

En el departamento de Antioquia se cuenta con grandes embalses utilizados para el suministro de agua potable y para la generación de energía eléctrica, los cuales tienen áreas desde 360 hasta 6400 ha, un alto nivel de turbidez y concentración de sólidos totales y

Barros-Acosta

hierro debido a las actividades mineras y a la erosión en las cuencas (EPM 2007). La combinación de estas condiciones en algunos ecosistemas mantiene una dinámica de regulación poblacional en la que se favorecen asociaciones específicas de fitoplancton (Valderrama 1981), lo cual puede generar un crecimiento excesivo de una especie en particular o un grupo de ellas, que pueden llegar a conferir olores desagradables al agua (Edmondson 1969), bloquear los filtros en las estaciones de tratamiento y bombeo (Ryding y Rast 1992) y ocasionar un deterioro en la calidad del agua.

El embalse Riogrande II es considerado una de las principales fuentes para el abastecimiento a la planta de potabilización de Manantiales, la generación hidroeléctrica y el saneamiento del río Medellín (Arcos-Arango et al. 2001). Por las características de su relieve, propias de un territorio con drenaje deficiente, a él llegan descargas de aguas residuales domésticas e industriales de algunas comunidades vecinas de San Pedro, Santa Rosa de Osos, Entreríos y algunas veredas localizadas en el sector Las Ánimas (Roldán 1992). En este embalse se han realizado constantes estudios a nivel físico, químico y biológico que han enriquecido en gran manera el saber científico en Colombia y específicamente en el departamento de Antioquia, dado que la Universidad de Antioquia ha sido pionera de la mayoría de estas investigaciones.

En relación con las características físicas y químicas se han realizado varios trabajos y algunos monitoreos anuales (Universidad Católica de Oriente 2004), además se estudiaron las tasas de mineralización y sedimentación en la presa (Montoya 2004), la relación existente entre el coeficiente de extinción de la luz y la profundidad del disco Secchi en cinco estaciones (Salazar y Sepúlveda 2007) y se realizó una caracterización limnológica

Barros-Acosta

(Mazo-Blanco 2008). También se evaluó la relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos (Arcos-Arango et al. 2010), se determinó la clasificación trófica y cinética temporal de las razones P/B, P/R, R/B y PPN/ PPB en la capa fótica de la presa (Johnson et al. 2011) y se examinó la calidad del agua (Cuéllar-Márquez 2011) y los impactos ambientales como estrategia de conservación ecosistémica (Montoya-Montoya y Tamayo-Cifuentes 2011).

En cuanto a la biología, taxonomía y ecología de los organismos acuáticos se destacan la investigación sobre la dinámica de infección del rotífero *Ascomorphella volvocicola* sobre poblaciones de *Volvox* (Agudelo-Acevedo 2008), los estudios autecológicos de *Ceratium furcoides* (Bustamante-Gil et al. 2010) y *Schroederia setigera* (Meneses et al. 2011) y el establecimiento de la dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Loaiza-Restano et al. 2011).

Actualmente, las Empresas Públicas de Medellín, la Universidad de Antioquia y la Universidad Nacional-sede Medellín, están realizando el Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de EPM para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico, entre los que se encuentra el embalse Riogrande II. Debido a la importancia del fitoplancton en este sistema, para el presente trabajo se planteó la pregunta: ¿cuáles son las causas de la variación temporal y espacial de la composición y estructura del fitoplancton a lo largo del eje horizontal del embalse, en tres profundidades en la zona fótica y en tres periodos hídricos contrastantes: aguas altas, transición y aguas bajas?

Barros-Acosta

Para contestar dicha pregunta se pretende caracterizar la composición, distribución y estructura del fitoplancton y determinar su relación con algunas variables físicas, químicas e hidráulicas; establecer la variación de estas características poblacionales entre estaciones y profundidades en la zona fótica, así como entre periodos hídricos y determinar su dinámica en función de las condiciones ambientales, mediante la evaluación taxonómica y de la biomasa algal en tres estaciones, profundidades y periodos de muestreo en el embalse.

Teniendo en cuenta que los factores climáticos y la dinámica hídrica de los embalses generan cambios en las características físicas y químicas del agua y de las comunidades bióticas que allí se encuentran, se espera que el fitoplancton del embalse Riogrande II varíe espacial y temporalmente, en función de modificaciones tales como la incidencia de lluvias, la variación en la penetración de luz, la conductividad eléctrica y la concentración de oxígeno y nutrientes.

2. MÉTODOS

2.1. Descripción del área de estudio

El embalse Riogrande II está ubicado en la parte central del departamento de Antioquia a una altitud de 2270 msnm en jurisdicción de los municipios de Don Matías, San Pedro, Belmira, Santa Rosa de Osos y Entreríos, al norte de la ciudad de Medellín y sus coordenadas geográficas son 6°32'62" N y 75°27'27" W (Aguirre y Peñuela 2002). Posee un área superficial de $12 \times 10^4 \text{ m}^2$, un volumen de $220 \times 10^6 \text{ m}^3$, profundidades máximas y media de 42,0 y 37,9 m, y una longitud máxima de 10 km. Es un embalse ecuatorial sometido a estacionalidad regida por la pluviosidad y el régimen de vientos y expuesto a altas cargas de nutrientes provenientes principalmente de los municipios circundantes, por lo que presenta claros signos de eutrofia (Loaiza et al. 2011)

Este cuerpo de agua hace parte de la subcuenca del río Grande, en la cuenca del Magdalena, su llenado se llevó a cabo en 1989 e inició su funcionamiento en 1991. Se utiliza para múltiples fines, entre los que se destacan la generación de energía eléctrica, acueducto y saneamiento. Tiene una capacidad útil de 152 millones de metros cúbicos y recibe por gravedad las aguas de los ríos Grande y Chico. El suelo evidencia práctica extensiva de ganadería, actividad que ocupa el 64% del área de la cuenca. En la vegetación predominan rastrojos y en menor porcentaje bosques naturales y cultivos (Aguirre y Peñuela 2002, EPM 2007).

En el eje horizontal del embalse se ubicaron tres estaciones de muestreo en áreas cercanas a la cola, la parte media y la presa (Tabla 1 y Figura 1), en las cuales se recolectaron muestras en la subsuperficie, al 10% y al 1% de incidencia de luz en tres periodos hídricos

contrastantes (aguas altas: octubre de 2010, aguas bajas: marzo de 2011 y periodo de transición: junio de 2011).

Tabla 1. Estaciones de muestreo en el embalse Riogrande II.

Estaciones de muestreo	Nombre	Coordenadas
E2	Confluencia quebrada Yerbabuena y río Chico	6°30'35,4" N, 75°30'02,3" W
E5	Final brazo quebrada Las Ánimas	6°30'48,0" N, 75°27'42,4" W
E8	Confluencia río Grande, río Chico y quebrada Las Ánimas.	6°30'50,6" N, 75°27'32,3" W

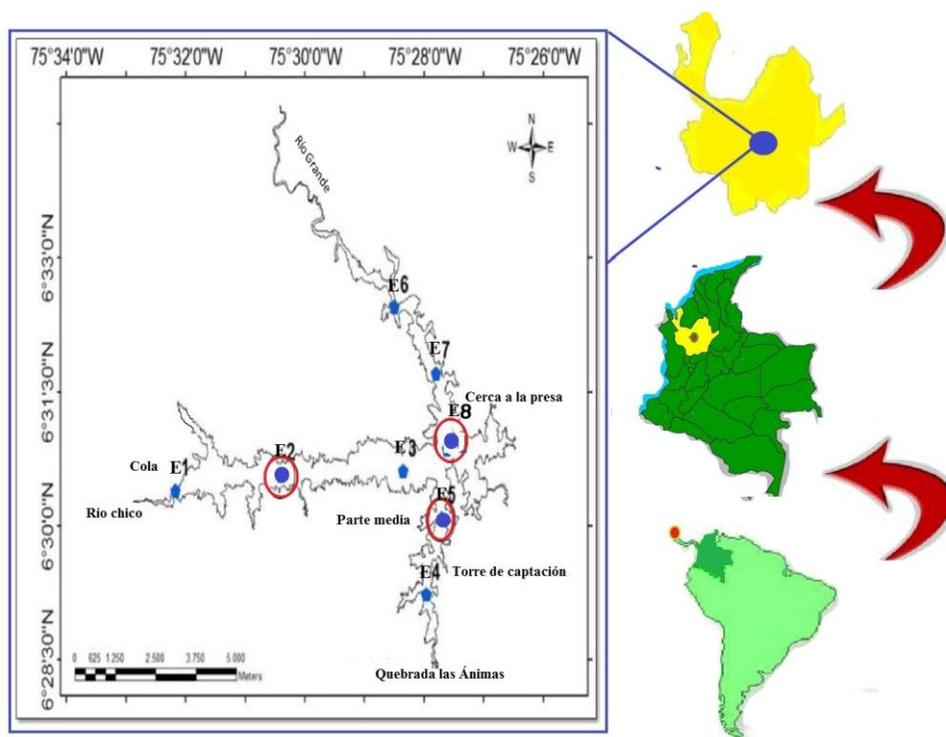


Figura 1. Ubicación geográfica del embalse Riogrande II y de las estaciones de muestreo del proyecto embalses EPM-U de A-UnalMed. Imagen tomada y modificada de Palacio H. 2011. *En círculos rojos las estaciones seleccionadas para este estudio.

2.2. Diseño metodológico

El presente estudio se realizó con los datos obtenidos de las variables biológicas, físicas y químicas obtenidas como parte del “Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de EPM para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico”.

2.3. Materiales y Métodos

En las tres profundidades seleccionadas se evaluaron parámetros físicos, químicos y biológicos (Tablas 2 y 3) y se recolectaron muestras de fitoplancton.

Tabla 2. Variables ambientales, físicas y químicas medidas *in situ* en el embalse Riogrande II. Tomado de informe semestral del Programa Embalses (EPM 2011).

Variable	Método	Referencia
Temperatura (°C)	Electrométrico	2550-B
Oxígeno disuelto (mg/L)	Electrométrico	4500-0-G
Saturación oxígeno disuelto (%)	Electrométrico	
pH (Unidades)	Potenciométrico	4500-H ⁺ -B
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Conductimétrico	2510-B
Potencial Redox(mV)	Potenciométrico	
Transparencia (m)	Disco de Secchi	
Profundidad (m)		

Tabla 3. Variables químicas del embalse Riogrande II medidas en laboratorio. Tomado de informe semestral del Programa Embalses. (EPM 2011)

Variable	Método	Referencia
Sólidos Disueltos (mg/L)	Secado a 180°C	2540-C
Sólidos Suspendidos (mg/L)	Secado a 103-105°C	2540-D
Sólidos Disueltos Totales (mg/L)	Secado a 180°C	2540-C
Dureza Total (mg/L)	Titulométrico EDTA	2340-C

Barros-Acosta

Variable	Método	Referencia
Dureza Cálrica (mg/L)	Titulométrico EDTA	3500-Ca-D
Dureza Magnésica (mg/L)	Titulométrico EDTA	
Sílice (mg Si-SiO ₂ /L)	Método Molibdosilicato	4500-Si-D
Nitritos (mg N-NO ₂ -/L)	Colorimétrico	4500-NO ₂ -B
Nitratos (mg N-NO ₃ -/L)	Electroforesis capilar	SW-846 US EPA 6500. 1998
Fósforo total (mg/L)	Colorimétrico Acido Ascórbico	4500-P-E
Ortofosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	Colorimétrico – Acido Ascórbico	4500-P-E
Clorofila a (µg/L)	Colorimétrico –Solvente extractor etanol caliente al 90%	ISO 10260. (1992)

Para el análisis cualitativo se recolectaron muestras mediante arrastre horizontal con red de plancton de malla de 30 µm durante 5 minutos y para el cuantitativo por medio de una botella Van Dorn de 6 L de capacidad. Ambas muestras se almacenaron en recipientes plásticos color ámbar de 500 ml y se fijaron con formol al 4% en el caso de las cualitativas y con solución de lugol las cuantitativas.

La identificación del fitoplancton se realizó con un microscopio óptico después de homogenizar la muestra agitando suavemente y de realizar el montaje de una gota al microscopio. La observación se hizo con los objetivos de 40X y 100X, por todo el campo visual, mediante un recorrido en forma de zig-zag. Este procedimiento se repitió con cada muestra hasta que en un montaje dejaron de hallarse organismos nuevos.

Para la identificación taxonómica se empleó la base de datos mundial de algas, algaebase (actualizando la información hasta febrero de 2013) y las claves e ilustraciones de Bicudo y Bicudo (1970), Bicudo y Menezes (2006), Comas (1996), Cox (1996) y Ramírez (2000). La mayoría de los ejemplares encontrados se determinaron hasta el nivel de género o hasta la

Barros-Acosta

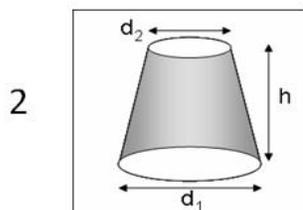
especie más afín y sólo en los casos para los que existía información previa de especialistas hasta especie. Adicionalmente, se realizó un registro fotográfico e ilustraciones de las especies más representativas, para apoyar la identificación.

El conteo del fitoplancton se realizó siguiendo la metodología de campos al azar (Ross 1979), utilizando una tabla de números previamente preparada. Cada muestra se homogenizó agitando suavemente, después se tomó una submuestra de 50 ml y se sedimentó en una cámara de Utermöhl durante 24 horas. Para el conteo se utilizó un microscopio invertido. Los resultados se reportan en individuos por mililitro.

2.4. Análisis de la información

Para el cálculo del biovolumen se seleccionaron los seis taxones de mayor frecuencia y densidad durante el estudio, correspondientes a mínimo el 75% de la densidad calculada en cada muestra y a más del 95% de la densidad total hallada y seis taxones cuyo volumen supera la media de la comunidad fitoplanctónica registrada. Este procedimiento se realizó siguiendo la metodología propuesta por Hillebrand et al. (1999) y Olenina et al. (2006), la cual consiste en calcular el volumen de las especies de acuerdo a sus formas geométricas. Para este fin, se utilizaron 10 fotografías de cada género (excepto en el caso de *Pseudanabena* que se obtuvo de referencias bibliográficas -Sant' Anna et al. 2012) (Figura 2).

Volumen: $V = \pi/12 * h * (d_1^2 + d_1d_2 + d_2^2)$



+

Volume: $V = \pi/4 * d^2 * h$

8

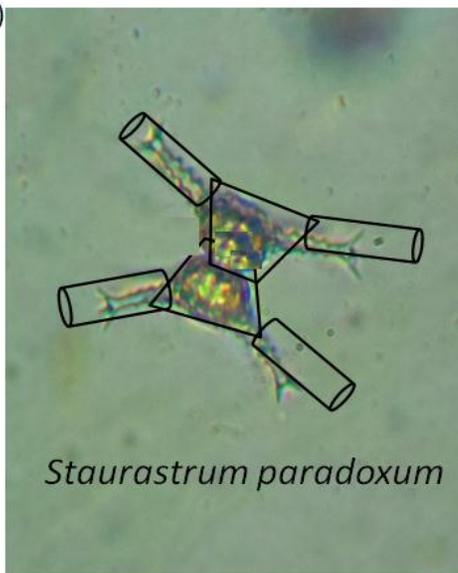
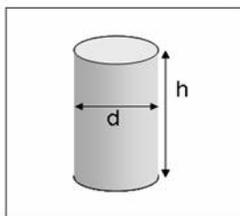


Figura 2. Método empleado para el cálculo del biovolumen.

La estimación de la biomasa de los organismos se obtuvo multiplicando el valor de densidad en cada una de las muestras por su biovolumen medio. Así, la biomasa total aproximada por muestra (igual o superior al 80% del total), se halló mediante la sumatoria de las biomásas de los organismos.

Tanto para los resultados de densidad como de biomasa fitoplanctónica, se realizaron análisis descriptivos y exploratorios usando estadísticos de tendencia central y de dispersión absoluta y relativa (media aritmética, mediana, desviación estándar y coeficiente de variación). Para el análisis de la estructura se construyeron curvas de rango abundancia con los datos de biomasa, y se calcularon los índices de diversidad (Shannon y Weaver

Barros-Acosta

1949), equidad (Pielou 1969), riqueza de especies y dominancia (Simpson 1949) considerando tanto la densidad como la biomasa fitoplanctónica. La existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los resultados de biomasa y los índices de riqueza y diversidad, en las dimensiones temporal y espacial (horizontal y vertical) se analizaron usando pruebas no paramétricas (debido a que no se cumplió con el requisito de homogeneidad de varianzas) mediante los contrastes de Kruskal-Wallis, la mediana y la prueba de Mann-Whitney. Un análisis de Redundancia (RDA), efectuado después de realizar un Análisis Destendenciado DCA, se ejecutó para establecer la asociación entre las variables ambientales y la biomasa del fitoplancton.

Los análisis estadísticos se ejecutaron utilizando los programas Excel, BioDiversity Pro (versión 2,0), Past (versión 2,17), SPSS (versión 11,5) y CANOCO (versión 4,5). La totalidad de las pruebas se verificaron con un nivel de significancia $\alpha = 0,05$.

3. RESULTADOS

3.1. Características físicas y químicas del agua

En general se observaron valores bajos de transparencia, con un rango de oscilación entre 0,60 y 2,20 m y un valor medio de 1,19 m. Aunque a nivel espacial no se presentaron variaciones contundentes, temporalmente se observó que durante la época de lluvias (octubre de 2010) se registraron los mayores valores en las tres estaciones de muestreo (Anexo 1).

Durante el periodo de estudio el embalse Riogrande II presentó un rango de temperatura similar tanto entre periodos como entre estaciones de muestreo, oscilando entre 18,10°C (octubre/10, E5-1%) y 23,00°C (octubre/10 E2-subsuperficie). Sin embargo, se observaron leves cambios en la estratificación de la zona fótica, que presentó mayores temperaturas en la subsuperficie y disminuyó entre uno y tres grados hacia el 1% de la incidencia de luz (Anexo 1).

El oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación conservaron una estrecha relación espacial y temporal durante el estudio, evidenciando una zona fótica casi siempre bien oxigenada, con valores máximos de 10,32mg/L y 129,34% respectivamente, obtenidos durante el periodo de transición (junio/10), en el que se observaron los mayores valores medios para estas variables. Es importante resaltar la abrupta disminución en la concentración de oxígeno que se presentó hacia el límite de la zona fótica en el periodo de aguas altas (octubre/10), dado que en las tres estaciones de muestreo registró valores cercanos a la anoxia. (Anexo 1).

Barros-Acosta

El pH osciló entre 6,38 y 10,75 unidades, presentando una clara tendencia a la basicidad, especialmente durante el periodo de aguas bajas (marzo/11), en el que registró valores superiores a 9,30 en las tres estaciones. Aunque mostró una evidente disminución durante el periodo de transición (junio/10), mantuvo la marcada basicidad, con promedios superiores a 9,02. (Anexo 1).

La conductividad eléctrica y el potencial de oxido-reducción presentaron una tendencia de variación poco relacionada con la dinámica espacio-temporal. En el primer caso el rango de oscilación fue entre 32,10 y 54,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un promedio de 42,42 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y en el segundo entre 37,38 y 209,60 mV con un promedio de 95,45 mV. (Anexo 1)

La Clorofila a exhibió un rango de valores entre 5,61 y 44,77 $\mu\text{g}/\text{L}$, presentando en casi todos los muestreos mayores valores hacia el 10% y el 1% de incidencia de luz que en la subsuperficie. A nivel espacial horizontal el promedio de la concentración de clorofila fue mayor en E2 y entre periodos de muestreo en marzo de 2011 (aguas bajas) (Anexo 1).

La concentración de nitratos presentó un rango entre 0,02 y 0,46 $\text{mgN-NO}_3^-/\text{L}$, mostrando una leve variación temporal, ya que en las tres estaciones disminuyó en el muestreo de junio (transición). Mientras tanto, los nitritos presentaron un comportamiento casi uniforme durante la mayor parte de los muestreos, con valores entre 0,00 y 0,01 $\text{mgN-NO}_2^-/\text{L}$, (Anexo 1)

El fósforo total presentó un valor medio de 0,05 mg/L , con pocos cambios a nivel temporal y espacial horizontal (osciló entre 0,02 y 0,09 mg/L), pero mostrando una leve tendencia a aumentar con la profundidad (Anexo 1). Los ortofosfatos presentaron valores menores al

Barros-Acosta

límite de detección del método (<LDM) en la mayoría de las muestras analizadas, siendo tan solo detectables en toda la zona fótica en la estación E2, durante los periodos de aguas bajas y transición (marzo y junio de 2011, respectivamente).

Tanto la Dureza Cálcica (2,10 a 6,34 mg CaCO₃) como la Magnésica (3,20 a 14,10 mg CaCO₃) mostraron poca variación durante el estudio (Anexo 1); sin embargo, en el primer caso se observó una leve tendencia hacia mayores valores durante la temporada de aguas bajas (octubre de 2010), comportamiento que también presentó la Dureza Total; mientras la Dureza Magnésica presentó una ligera variación en la escala espacial, con menores valores en la estación E5, condición que también se reflejó en la Dureza Total.

La concentración de Sílice osciló entre 2,82 y 6,00 Si-SiO₂/L, exhibiendo una relativa homogeneidad en la escala espacial, pero con una ligera variación a nivel temporal, dado que en todas las estaciones registró mayores valores en marzo de 2011 (aguas bajas).

Los Sólidos Totales, conformados principalmente por la fracción Disuelta (excepto en los muestreos de E2-Mar-Sub, E5-Oct-10% y E5-Jun-10%), presentaron un amplio rango de variación, especialmente en las escalas temporal y espacial-horizontal, donde se evidencian menores concentraciones en el periodo de aguas altas (octubre de 2011) y una tendencia hacia mayores valores medios en la estación E2 (excepto durante el periodo de transición).

3.2. Caracterización taxonómica y variación de la estructura del fitoplancton

En total se registraron 45 taxones fitoplanctónicos distribuidos en siete divisiones, 10 clases, 21 órdenes y 32 familias (Tabla 4). La división Chlorophyta fue la de mayor aporte a la composición con 17 taxones, que corresponden al 37,78% del total, Cyanophyta, con

Barros-Acosta

nueve taxones, aportó el 20,00%; Ochrophyta, con ocho, el 17,78%; Charophyta representó el 13,33% de la composición con 8 ocho taxones, Euglenozoa y Myzozoa aportaron cada una el 4,44% (dos taxones) y Cryptophyta el 2,22% con un taxón.

Tabla 4. Clasificación taxonómica del fitoplancton encontrado en el embalse Riogrande II en octubre de 2010, marzo y junio de 2011.

División	Clase	Orden	Familia	Taxón		
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i>		
			Entophysalidaceae	<i>Johannesbaptistia</i>		
			Gomphosphaeriaceae	<i>Woronichinia</i>		
			Microcystaceae	<i>Microcystis</i>		
		Nostocales	Stichosiphonaceae	<i>Stichosiphon</i>		
			Nostocaceae	<i>Dolichospermum</i>		
		Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Lyngbya</i> <i>Oscillatoria</i>
				Pseudanabaenales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i>
				Elakatotrichaceae	<i>Elakatotrix</i>	
					<i>Actinotaenium</i> <i>Cosmarium</i>	
Charophyta	Zygnematomyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum alternans</i> <i>Staurastrum aff gracile</i> <i>Staurastrum paradoxum</i>		
			Chlorococcales	Chlorococcaceae	<i>Chlorococcum</i>	
				Characiaceae	<i>Schroederia</i>	
		Radiococcaceae		<i>Coenochloris</i>		
		Sphaeropleales	Scenedesmaceae	<i>Coelastrum</i> <i>Desmodesmus aff opoliensis</i>		
			Chlorophyceae	Selenastraceae	<i>Kirchneriella</i>	
				Tetrasporales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>
					Phacotaceae	<i>Granulochloris</i> aff <i>Pandorina</i>
		Volvocales	Volvocaceae		<i>Eudorina</i> <i>Pandorina</i>	
				Trebouxiophyceae	Chlorellales	Chlorellaceae
Oocystaceae	aff <i>Nephrocytium</i>					

División	Clase	Orden	Familia	Taxón
				<i>Nephrocytium</i>
				<i>Oocystis</i>
				Chloropyta sp1
				Chloropyta sp2
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i>
Euglenozoa	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Trachelomonas</i>
			Phacaceae	<i>Phacus</i>
Myzozoa	Dinophyceae	Gonyaulacales	Ceratiaceae	<i>Ceratium furcoides</i>
		Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i>
		Achnanthes	Achnanthesiaceae	<i>Achnanthes</i>
			Cocconeidaceae	<i>Cocconeis</i>
				<i>Nitzschia</i>
Ochrophyta	Bacillariophyceae	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia aff acicularis</i>
		Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i>
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula</i>
		Thalassiosirales	Stephanodiscaceae	<i>Cyclotella</i>
	Synurophyceae	Synurales	Mallomonaceae	<i>Mallomonas</i>

Solo 10 taxones (22,22%) presentaron una frecuencia mayor a 0,5 durante el estudio: *Dolichospermum* (Cyanophyta), *Staurastrum alternans*, *S. paradoxum* (Charophyta), *Chlorococcum* (Chlorophyta), *Cryptomonas* (Cryptophyta), *Trachelomonas* (Euglenozoa), *Ceratium furcoides* (Myzozoa), *Nitzschia*, *Navicula* y *Mallomonas* (Ochrophyta). Entre ellos *Dolichospermum*, *S. paradoxum* y *Cryptomonas* fueron los únicos que se encontraron en todas las muestras analizadas (Anexo 2).

Staurastrum paradoxum fue además la especie de mayor densidad en las muestras analizadas, contribuyendo con entre un 40,46% (en E5-1%-jun11) y un 88,32% (en E8-1%-mar11) de la densidad, lo cual representa un 75,25% del total hallado durante el periodo de estudio. *Dolichospermum* aportó entre un 0,49% (en E5-sub-oct10) y un 41,41% (en E2-sub-mar11) de la densidad por muestreo, para un total de 8,80%. *S. alternans* representó

Barros-Acosta

entre un 0,20% y un 34,60% (en E5-sub-mar11 y E2-sub-oct10), respondiendo con un 4,90% del total, *Chlorococcum* contribuyó con entre un 0,34% y un 36,64% (en E8-1%-jun11 y E5-1%-jun11, respectivamente) para un 4,06% de la densidad total; *Cryptomonas* representó el 1,15% de la densidad total, con un aporte de entre el 0,34% (E8-1%-jun11) y el 5,71% (E8-1%-oct10) y *Trachelomonas* respondió por el 1,00% de la densidad con entre un 0,30% (E5-10%-jun11) y un 3,92% (E5-sub-oct10) por muestreo (Anexo 2). Así, estos seis taxones sumaron el 95,15% de la densidad fitoplanctónica calculada en el estudio.

En relación con la densidad total se encontró que en seis de los nueve muestreos analizados (66,67%) esta variable presentó mayores valores al 10% de la incidencia lumínica; sin embargo, no se observó una tendencia temporal ni espacial-horizontal clara (Anexo 2).

Los resultados de densidad fueron significativamente diferentes a los de biomasa (Tabla 6), pues mientras en el primer caso el taxón dominante durante el estudio fue *S. paradoxum* (con un 75,25% del total), la mayor parte de la biomasa calculada en los muestreos fue aportada por *Dolichospermum*, género que representó entre el 86,16% y el 99,99% del total hallado (Figura 4), para una contribución total del 99,70% de la biomasa fitoplanctónica del embalse Riogrande II durante el periodo de estudio.

La biomasa total por muestreo presentó una tendencia temporal clara con menores valores en el periodo de octubre de 2010 (aguas altas) en las tres estaciones (Tabla 6), lo cual fue ratificado por los resultados de los contrastes de Kruskal-Wallis ($p = 0,00$) y de la mediana ($p = 0,00$), que indicaron la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre periodos, determinadas específicamente por dicho muestreo (octubre de 2010), pues

Barros-Acosta

mientras entre los muestreos realizados en épocas de aguas bajas (marzo de 2011) y transición (junio de 2011) no se presentó una diferencia significativa ($p = 0,19$ para la prueba de Mann-Whitney), el contraste con los resultados obtenidos en aguas altas fue significativo en ambos casos ($p = 0,00$).

Contrario a esto, a nivel espacial-horizontal (entre estaciones) no se observó una dinámica contundente ($p = 0,71$ para la prueba KW y $p = 0,55$ para la prueba de la mediana) y aunque entre profundidades de muestreo se evidenciaron mayores valores hacia el 10% de la incidencia lumínica en seis de los nueve muestreos analizados (66,67%) –lo cual obviamente coincide exactamente con la variación de la densidad–, esta tendencia no fue significativa estadísticamente ($p = 0,49$ para la prueba de KW y $p = 0,55$ para la prueba de la mediana).

Tabla 5. Biomasa ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$) de los taxones dominantes en el embalse Riogrande II en los muestreos de octubre 2010, marzo y junio de 2011.

Taxón	Estación 2								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	Sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Woronichinia</i>							409287,13	818574,25	409287,13
<i>Microcystis</i>		468533,10	468533,10				468533,10	2342665,51	468533,10
<i>Dolichospermum</i>	5846101,68	2923050,84	2923050,84	274766778,94	134460338,63	46768813,44	192921355,42	353689151,61	251382372,22
<i>Pseudanabaena</i>			329,11	65,82	197,47	131,65			
<i>Chlorococcum</i>	0,14	0,07		0,27	0,14	0,07	2,06	2,40	4,19
<i>Staurastrum paradoxum</i>	436,09	371,60	264,11	343,96	1065,65	568,14	961,24	3411,93	2613,46
<i>Staurastrum alternans</i>	128,42	21,92	98,66				29,76	37,59	64,21
<i>Trachelomonas</i>	7,70	7,70	11,55	3,85	15,40	19,25	15,40	88,54	19,25
<i>Cryptomonas</i>	0,11	0,34	0,11	0,34	0,34	0,57	0,68	1,36	1,02
<i>Ceratium</i>		168,25	56,08	112,16	56,08	0,00	392,58	729,07	280,41
<i>Peridinium</i>			37,19	148,75	37,19	37,19		37,19	
<i>Cocconeis</i>			0,27	0,27	0,27				1,35
Total ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$)	5846674,13	3392153,82	3392381,03	274767454,36	134461711,17	46769570,30	193800577,36	356854699,45	252263176,33
Media Aritmética ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$)	974445,69	424019,23	339238,10	30529717,15	14940190,13	5846196,29	21533397,48	35685469,95	25226317,63
Desviación Estándar	2386614,28	1022979,63	919717,64	91588898,17	44820055,69	16535234,34	64270766,64	111737612,52	79463348,01
Coefficiente de Variación (%)	244,92	241,26	271,11	300,00	300,00	282,84	298,47	313,12	315,00
Mediana	68,06	95,09	77,37	65,82	37,19	28,22	392,58	408,81	172,31

Barros-Acosta

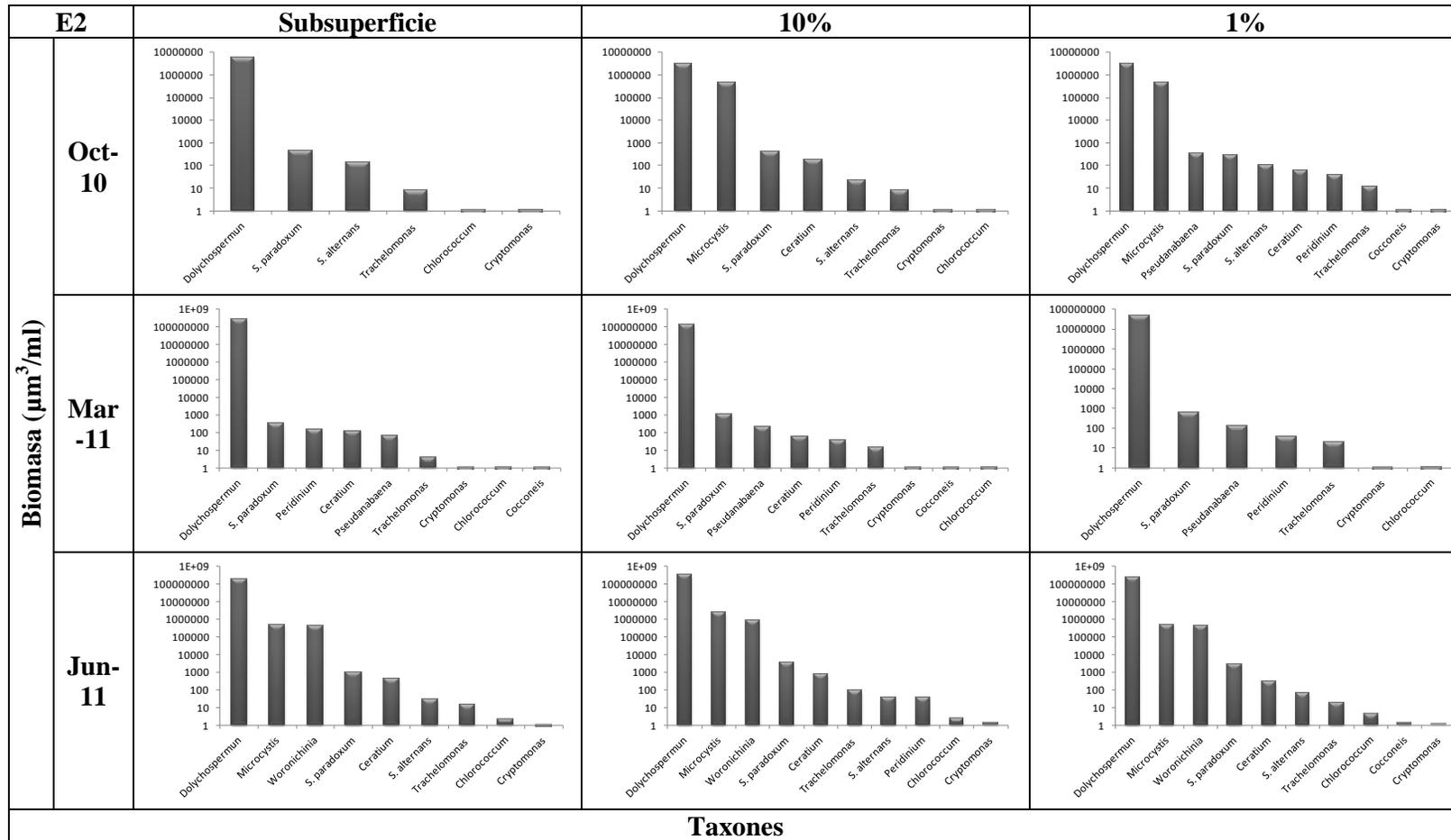
Taxón	Estación 5								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	Sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Woronichinia</i>									
<i>Microcystis</i>		1405599,31						468533,10	
<i>Dolichospermum</i>	2923050,84	14615254,20	2923050,84	613840676,35	75999321,83	61384067,63	52614915,12	87691525,19	43845762,60
<i>Pseudanabaena</i>			1184,81	65,82	131,65		65,82	65,82	
<i>Chlorococcum</i>	0,14	0,14	0,69	5,98	2,34	0,34	0,41	0,76	3,30
<i>Staurastrum paradoxum</i>	454,51	709,41	307,10	3645,33	285,61	267,18	482,15	804,61	162,77
<i>Staurastrum alternans</i>	37,59	46,98	34,45	4,70	1,57	3,13	4,70	7,83	3,13
<i>Trachelomonas</i>	30,80	11,55	15,40	19,25	11,55	7,70	7,70	3,85	7,70
<i>Cryptomonas</i>	0,45	0,45	0,68	1,25	0,91	0,23	0,23	0,23	0,34
<i>Ceratium</i>	56,08	112,16		56,08	168,25		56,08	56,08	56,08
<i>Peridinium</i>		37,19	37,19	111,56					
<i>Cocconeis</i>			1,89	0,27	0,27	0,27		0,27	
Total (µm³/ml)	2923630,41	16021771,39	2924633,05	613844586,59	75999923,96	61384346,49	52615532,21	88160997,75	43845995,91
Media Aritmética (µm³/ml)	417661,49	1780196,82	324959,23	61384458,66	8444436,00	8769192,36	6576941,53	8816099,77	6263713,70
Desviación Estándar	1104772,87	4835538,47	974284,43	194113328,38	25333082,19	23200979,21	18602150,47	27714390,49	16572125,86
Coefficiente de Variación (%)	264,51	271,63	299,82	316,23	300,00	264,57	282,84	314,36	264,57
Mediana	37,59	46,98	34,45	37,67	11,55	3,13	31,89	31,96	7,70

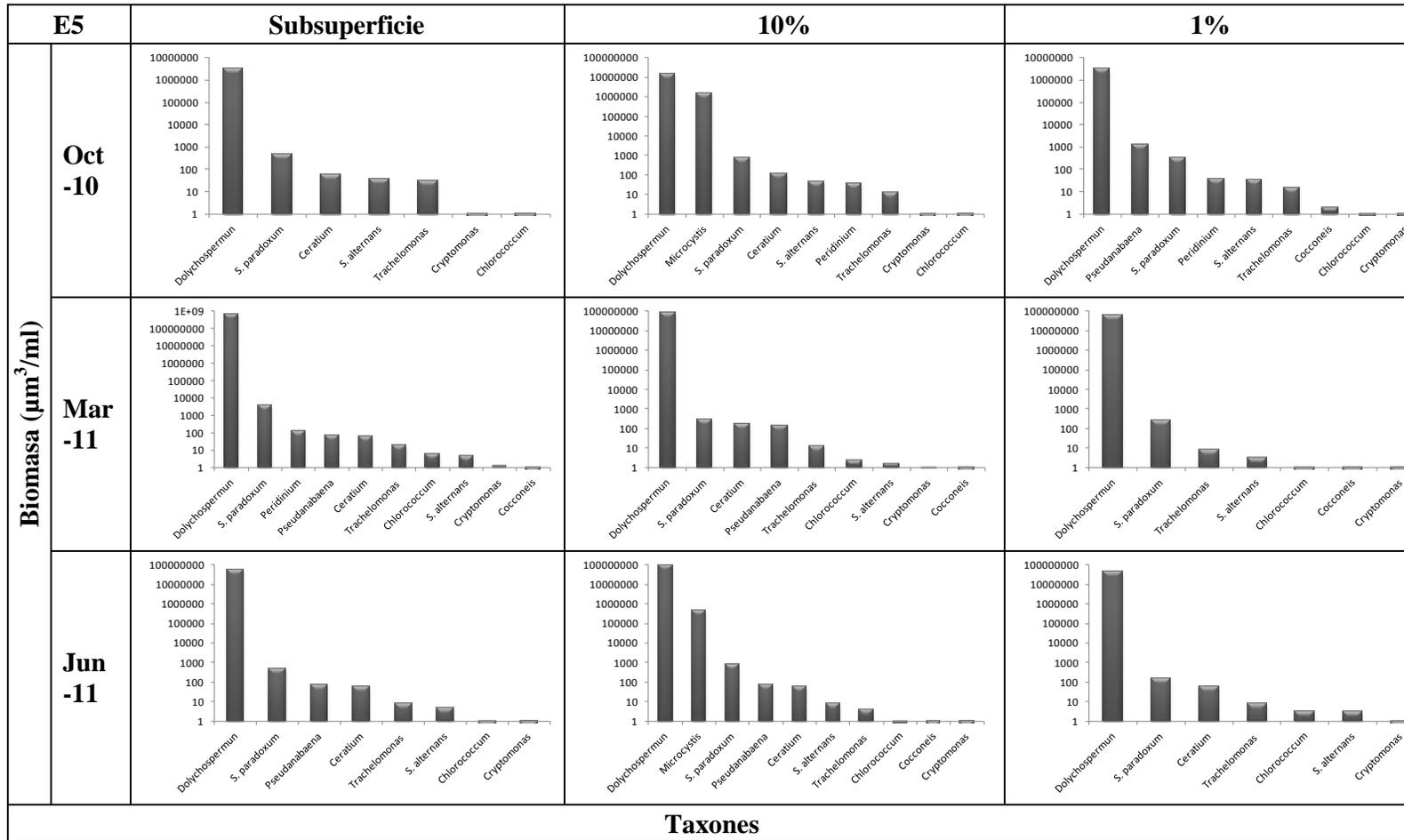
Taxón	Estación 8								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	Sub	10%	1%	sub	10%	1%

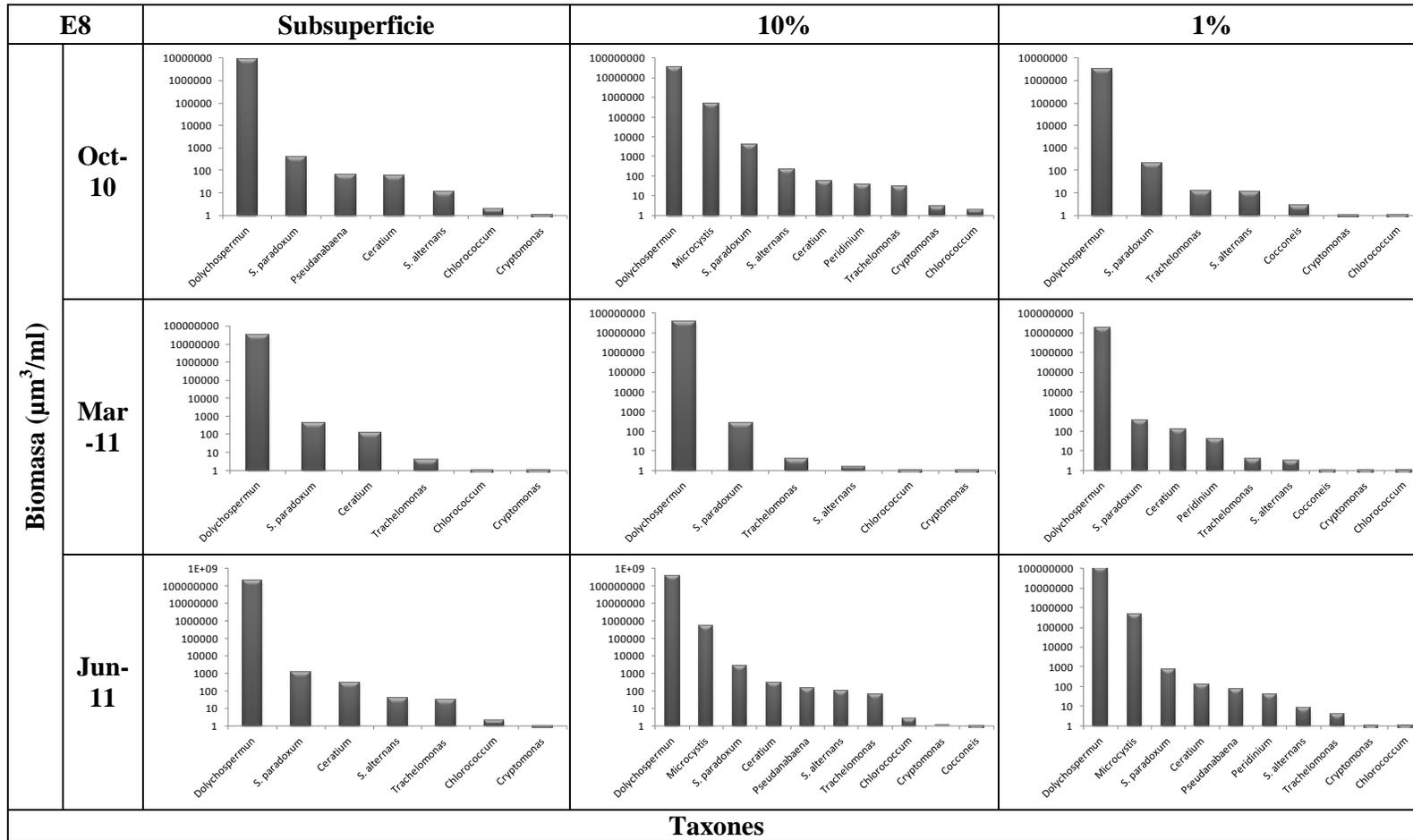
Barros-Acosta

Taxón	Estación 8								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	Sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Woronichinia</i>									
<i>Microcystis</i>		468533,10					468533,10	468533,10	
<i>Dolichospermum</i>	8769152,52	35076610,08	2923050,84	32153559,24	35076610,08	17538305,04	195844406,26	365381354,97	93537626,87
<i>Pseudanabaena</i>	65,82							131,65	65,82
<i>Chlorococcum</i>	1,85	1,85	0,14	0,27	0,14	0,07	2,13	2,68	0,07
<i>Staurastrum paradoxum</i>	383,88	3740,53	199,62	442,23	264,11	371,60	1225,35	2521,33	721,70
<i>Staurastrum alternans</i>	10,96	208,29	10,96		1,57	3,13	37,59	92,40	7,83
<i>Trachelomonas</i>		30,80	11,55	3,85	3,85	3,85	30,80	57,75	3,85
<i>Cryptomonas</i>	0,11	2,72	0,68	0,11	0,11	0,11	0,68	1,02	0,11
<i>Ceratium</i>	56,08	56,08		112,16		112,16	280,41	280,41	112,16
<i>Peridinium</i>		37,19				37,19		0,00	37,19
<i>Cocconeis</i>			2,70			0,27		0,54	
Total (µm³/ml)	8769671,24	35549220,64	2923276,49	32154117,87	35076879,85	17538833,42	195845983,21	365852975,84	94007108,71
Media Aritmética (µm³/ml)	1252810,18	3949913,40	417610,93	5359019,64	5846146,64	1948759,27	27977997,60	33259361,44	9400710,87
Desviación Estándar	3314395,44	11673537,21	1104795,16	13126589,98	14319944,07	5846079,66	74022128,47	110152493,27	29563065,39
Coefficiente de Variación (%)	264,56	295,54	264,55	244,94	244,95	299,99	264,57	331,19	314,48
Mediana	56,08	56,08	10,96	58,01	2,71	3,85	37,59	92,40	51,51

Figura 3. Variación de la biomasa fitoplanctónica ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$) durante el periodo de estudio en el embalse Riogrande II.







Barros-Acosta

La riqueza numérica de especies osciló entre 8 (E8-sub-mar11) y 28 taxones (E2-1%-mar10), evidenciando una clara tendencia temporal ($p = 0,01$ para KW y $p = 0,01$ para la mediana) hacia mayores valores medios en el periodo de junio de 2011 (transición) y cierta disposición a mayores valores al 10% y 1% de la incidencia lumínica (Tabla 5), que no obstante no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,66$ para KW y $p = 0,86$ para la mediana), como tampoco ocurrió entre estaciones de muestreo ($p = 0,58$ para KW y $p = 0,35$ para la mediana).

Tabla 6. Riqueza específica e índices de diversidad del fitoplancton en el embalse Riogrande II

Estación	Periodo	Profundidad	Riqueza	Diversidad (decit/individuo)	Densidad		Biomasa	
					Dominancia	Equidad	Dominancia	Equidad
E2	Oct-10	Sub	10	0,94	0,48	0,41	1,00	0,00
		10%	10	0,77	0,68	0,34	0,76	0,19
		1%	28	1,73	0,31	0,52	0,76	0,18
	Mar-11	Sub	13	1,14	0,42	0,44	1,00	0,00
		10%	12	0,65	0,72	0,26	1,00	0,00
		1%	11	0,73	0,71	0,31	1,00	0,00
	Jun-11	Sub	19	1,26	0,47	0,43	0,99	0,02
		10%	21	0,87	0,66	0,29	0,98	0,02
		1%	19	1,08	0,58	0,37	0,99	0,01
E5	Oct-10	Sub	14	1,12	0,54	0,42	1,00	0,00
		10%	11	0,78	0,67	0,32	0,84	0,14
		1%	17	1,70	0,33	0,60	1,00	0,00
	Mar-11	Sub	13	0,75	0,64	0,29	1,00	0,00
		10%	17	1,67	0,30	0,59	1,00	0,00
		1%	14	1,24	0,48	0,47	1,00	0,00
	Jun-11	Sub	16	1,09	0,59	0,39	1,00	0,00
		10%	18	0,97	0,62	0,33	0,99	0,01
		1%	12	1,47	0,31	0,59	1,00	0,00
E8	Oct-10	Sub	11	0,93	0,57	0,39	1,00	0,00
		10%	13	0,61	0,74	0,24	0,97	0,03
		1%	13	1,48	0,40	0,58	1,00	0,00
	Mar-11	Sub	8	0,57	0,77	0,27	1,00	0,00
		10%	10	0,94	0,60	0,41	1,00	0,00
		1%	10	0,59	0,78	0,25	1,00	0,00
	Jun-11	Sub	15	1,09	0,54	0,40	1,00	0,00

Barros-Acosta

Estación	Periodo	Profundidad	Riqueza	Diversidad (deciit/individuo)	Densidad		Biomasa	
					Dominancia	Equidad	Dominancia	Equidad
		10%	24	1,16	0,54	0,36	1,00	0,00
		1%	19	0,87	0,66	0,30	0,99	0,01
Media Aritmética			14,74	1,04	0,56	0,39	0,97	0,02
Desviación Estándar			4,74	0,34	0,14	0,11	0,07	0,05
Coefficiente de Variación (%)			32,13	32,50	25,64	27,81	7,01	232,37

El índice de diversidad presentó valores bajos en todas las muestras analizadas, con un rango entre 0,57 decit/individuo y 1,73 decit/individuo (E8-sub-mar11 y E2-1%-mar10, respectivamente). Este índice fue relativamente homogéneo tanto entre periodos como entre estaciones y profundidades de muestreo (Tabla 5), lo cual se evidenció en el valor p de los contrastes de Kruskal-Wallis y la mediana, que en todos los casos fue superior a 0,05.

En relación con la distribución de los taxones se encontraron resultados muy diferentes entre los índices de dominancia y equidad calculados con los datos de densidad y los hallados con la biomasa (Tabla 5), pues mientras en el primer caso los valores de dominancia oscilaron entre 0,30 (correspondiente al muestreo de E5-10%-mar11, en el cual se registraron 17 taxones y *S. paradoxum* representó el 49,73% de la densidad total) y 0,78 (en E8-1%-mar11, cuando se encontraron 10 taxones y *S. paradoxum* aportó el 88,32% del total) y los de equidad entre 0,24 (E8-10%-oct10) y 0,60 (E5-1%-oct10), en el segundo los rangos de fluctuación se presentaron entre 0,76 y 1,00 para la dominancia y 0,00 y 0,19 para la equidad; es decir, en todas las muestras analizadas se obtuvieron altos valores de dominancia (mayores a 0,50) y bajos de equidad.

No obstante lo anterior, aún con los índices calculados sobre los resultados de densidad, se observó que en la mayoría de los muestreos se presentó una alta dominancia y baja equidad (Tabla 5), lo que indica que en ambos casos la tendencia de la estructura fitoplanctónica es hacia la dominancia.

Durante la mayor parte del estudio se observó una dinámica de variación similar entre la riqueza y la diversidad, mientras el índice de dominancia (calculado para la densidad) presentó una tendencia opuesta (Figura 3).

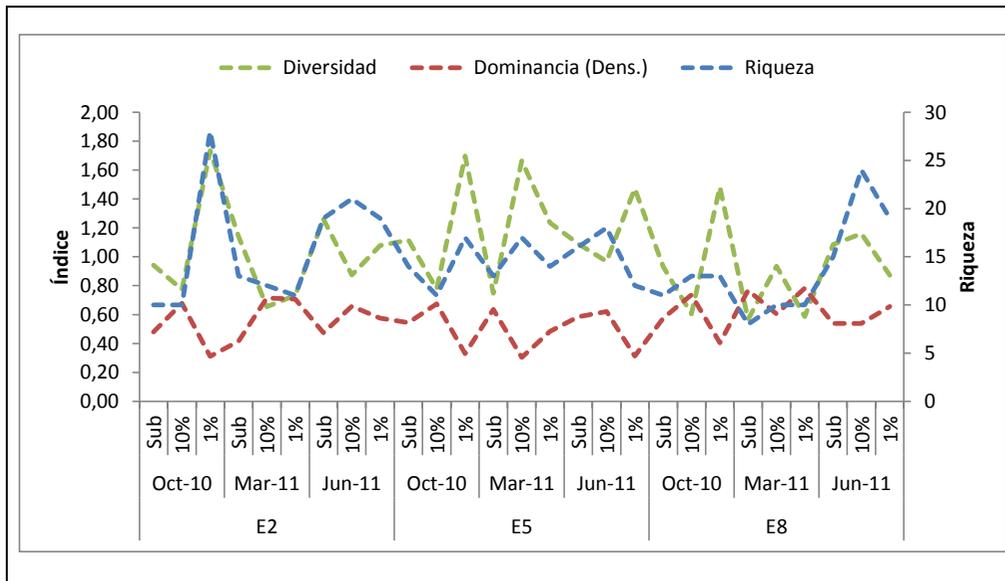
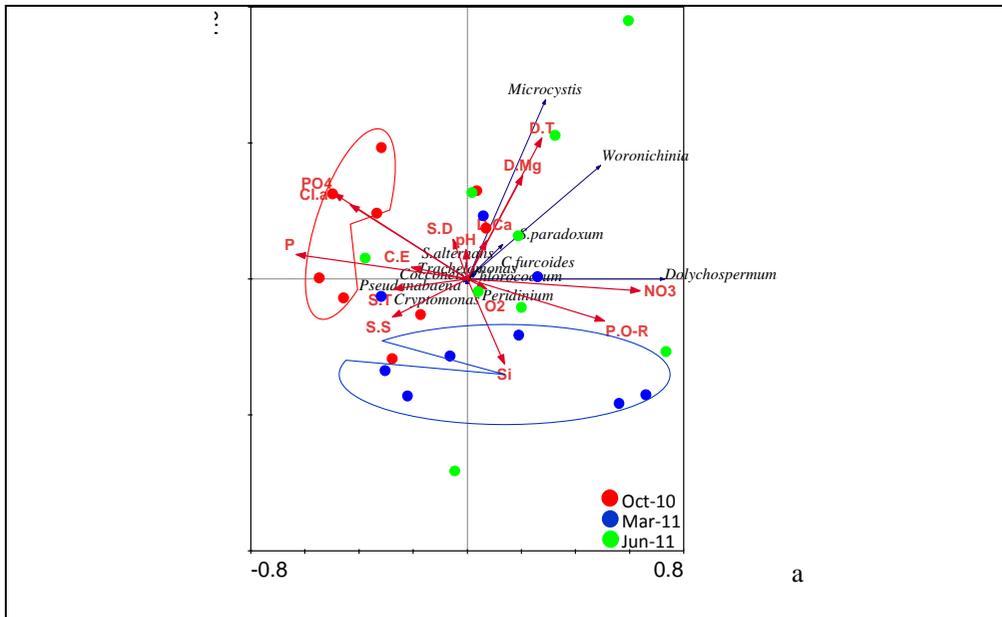


Figura 4. Riqueza específica e índices de diversidad y dominancia del fitoplancton en el embalse Riogrande II.

El Análisis Destendenciado indicó que no existe una relación significativa entre la biomasa de los taxones fitoplanctónica y las variables biológicas, físicas y químicas consideradas ($p = 0,87$) y corroboró que no hay una separación clara entre las muestras analizadas. De esta forma, el Análisis de Redundancia respondió por el 100% de la varianza en el primer eje (Figura 5 y Anexo 3), donde *Dolichospermum* fue el género de mayor aporte a la dinámica del fitoplancton y los nitratos (NO_3), junto con el fósforo total (P), fueron las variables que más se asociaron a dicha dinámica: los primeros en forma directa y el segundo inversamente.



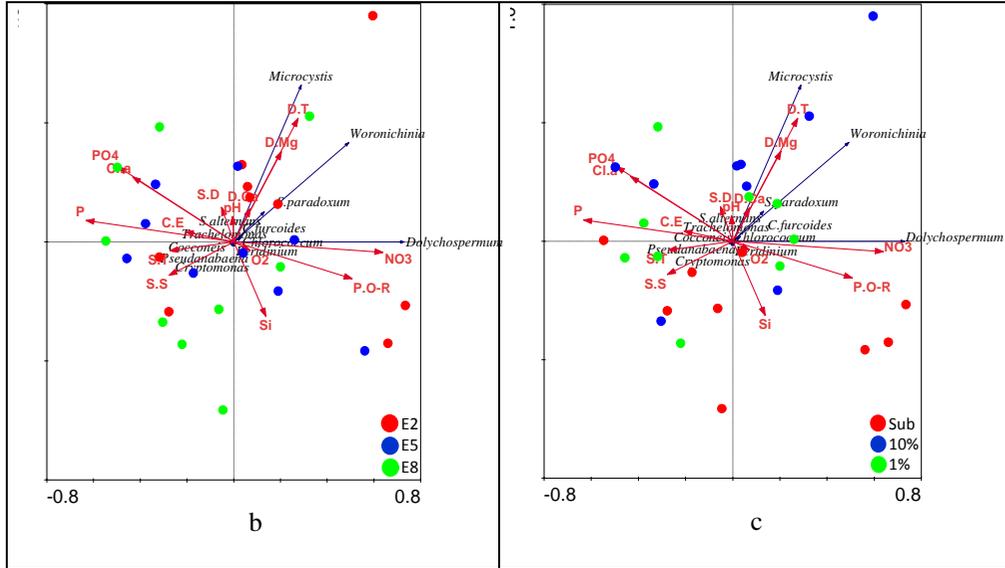


Figura 5. Análisis de Redundancia entre los taxones dominantes y las variables físicas y químicas del embalse Riogrande II por periodos (a), estaciones (b) y profundidades(c)

4. DISCUSIÓN

Aunque el análisis multivariado no mostró una relación estadísticamente significativa entre las variables ambientales y la dinámica del fitoplancton, y pese a la relativa homogeneidad espacial (tanto horizontal como vertical) en la composición y estructura de este grupo biológico durante el estudio, una observación detallada del comportamiento y fluctuación de algunas de las características físicas y químicas evaluadas, puede ayudar a resolver la pregunta inicialmente planteada sobre las posibles causas de la variación de la composición y estructura de las algas en el embalse Riogrande II.

Así, el hecho de que los mayores valores de transparencia se hayan registrado durante el periodo de octubre (aguas altas), parece estar directamente relacionado con la clara disminución de la biomasa durante dicho muestreo y de esta forma, aunque más que como una causa, el aumento de la transparencia puede ser un efecto de la baja biomasa (tal como lo han registrado en diferentes embalses tropicales eutróficos (González et al. 2000 y 2003, Ortaz et al. 1999), ambos resultados pueden explicarse como consecuencias de la dilución que sobre los sólidos en suspensión (incluido el fitoplancton) tiene un mayor volumen de agua, generado por las lluvias, tal como lo demostró la variación temporal de los sólidos totales.

Este resultado coincide además con el reportado por Johnson et al. (2011), que indica que en el embalse Riogrande II la alta turbidez del agua y la poca penetración de luz en la columna, son factores limitantes de la producción primaria, pero parece ser contradictorio con la afirmación de que en los periodos húmedos, cuando disminuyen severamente el clima lumínico y las concentraciones de nutrientes, se presentan los mayores valores de producción (pues como se mencionó, la biomasa disminuyó en el periodo de aguas altas).

Barros-Acosta

Sin embargo, teniendo en cuenta que la mayor parte de la biomasa fue aportada por *Dolichospermum*, el cual es un género fitoplanctónico de estrategia S y selección K (Reynolds 2006) y por lo tanto de muy bajas tasas reproductivas, los aumentos en la producción primaria posiblemente favorecen algas cuyos valores de biomasa no fueron considerados en este análisis.

De otro lado, pese a que la buena oxigenación del sistema (posiblemente más generada por la acción del viento sobre la superficie del agua y su consecuente adición atmosférica, que por los procesos biológicos en la columna), las bajas concentraciones de nitritos y nitratos asociadas a dicha condición y la poca productividad biológica indicada por los valores de dureza (típicos de aguas blandas por las bajas concentraciones de calcio y magnesio, según Roldán y Ramírez (2008), podrían ser tomadas como indicadoras de una buena condición ecológica; los altos valores de pH, las concentraciones de clorofila a y la biomasa fitoplanctónica, son características de sistemas eutróficos.

Específicamente en el caso de la clorofila a, según la clasificación de lagos tropicales propuesta por Salas y Martino (1999), valores superiores a 17,39 $\mu\text{g/L}$ indican dicho estado, y en este estudio más del 88% de los resultados analizados superan esa concentración. Además, considerando que el rango de temperatura hallado favorece altas tasas metabólicas y que según Olrik (1994) el contenido de Clorofila a es relativamente bajo en las cianobacterias (grupo al que pertenece el género *Dolichospermum* que fue el taxón dominante) y alto en las clorofitas (que aportaron un bajo porcentaje de biomasa), puede suponerse que de no existir limitación por luz, la producción sería aún mayor en el embalse, tal como se infirió anteriormente.

Barros-Acosta

Adicionalmente, el hecho de que las concentraciones de fósforo y ortofosfatos hayan sido tan homogéneas y bajas (incluso menores a los límites de cuantificación en el caso de los ortofosfatos) en la zona fótica, puede estar relacionado con que los consumos de fósforo no modifican significativamente su concentración en el agua y que el ortofosfato pasa rápidamente hacia la biomasa fitoplanctónica y por lo tanto podría decirse que este no fue un elemento limitante para la producción (EPM 2011).

En relación con las concentraciones de sílice, según Roldán y Ramírez (2008) los valores reportados corresponden a cuerpos de agua influenciados por ríos y por la escorrentía. Según Ramírez (2000), el desarrollo de diatomeas elimina el sílice soluble reactivo de la zona fótica, ya que se acumula en el sedimento con las diatomeas que se sedimentan. Sin embargo, la baja densidad y biomasa presentada por este grupo fitoplanctónico en el embalse Riogrande II y la aparente independencia entre las dinámicas de ambos factores (sílice y diatomeas) hace suponer que en el embalse las concentraciones de este nutriente son poco modificadas por el fitoplancton.

Contrario a lo anterior, el resto de la composición fitoplanctónica y especialmente el predominio numérico de las clorofitas y las cianobacterias, parece estar mucho más relacionado con las características físicas y químicas del embalse, pues según Márquez y Guillot (2001) estos grupos algales son frecuentes y abundantes en sistemas eutróficos. En cuanto a las carofitas, es necesario mencionar que el género de mayor representatividad numérica y en densidad fue *Staurastrum* (siendo *S. paradoxum* la especie de mayor densidad en todo el estudio), el cual ha sido comúnmente asociado con pH ácido y poca o ninguna contaminación (y ninguna de estas condiciones se presentó en el embalse); sin embargo, Loaiza-Restano et al. (2011) encontró que en Riogrande II las especies de este

Barros-Acosta

género son favorecidas por la atelomixis parcial, que permite que se mantengan en suspensión y Reynolds (1997) indica que *Staurastrum* pertenece a la asociación fitoplanctónica P (plancton desmidial) que se desarrolla en aguas con bajas concentraciones de calcio y magnesio, condición que si se verificó durante el estudio.

Así mismo, la alta frecuencia del género *Cryptomonas* en Riogrande II, parece estar determinada por el hecho de que estos organismos no compiten por los recursos limitantes para gran parte del fitoplancton (luz y nutrientes), pues en comparación con otros grupos de algas, las criptofitas parecen ser sensibles a la luz (Nauwerk 1968) y son mixotróficas (capaces de obtener energía metabólica tanto de la fotosíntesis como de compuestos orgánicos o inorgánicos), lo cual es clave para la supervivencia de estos organismos y el mantenimiento de la población (Lee 2008).

Como se ha detallado, *Dolichospermum* fue el taxón de mayor biomasa, lo cual evidentemente se debió más al alto volumen celular de este género que a sus valores de densidad. Según Hillebrand (1999), si en el medio acuático hay una especie de gran tamaño y media a alta densidad, la comunidad fitoplanctónica tenderá hacia la dominancia, tal como se demostró con los índices ecológicos de equitatividad.

Algunas de las características morfo-fisiológicas de *Dolichospermum*, que favorecen la formación de poblaciones dominantes en lagos tropicales deficientes en nitrógeno son su capacidad para explotar fuentes alternativas de nutrientes y sus bajas tasas de pérdidas por hundimiento, ya puede migrar controladamente en la columna de agua. (Reynolds 2006). Adicionalmente, la flotabilidad de *Dolichospermum* (por la presencia de vesículas de gas) incrementa bajo condiciones de baja intensidad de luz, ausencia de amonio (NH₄) y bajas concentraciones de CO₂ (que puede absorber aún en concentraciones muy bajas o

Barros-Acosta

transformarlo a partir de los iones bicarbonato y carbonato); posee la facultad de fijar nitrógeno atmosférico, capturar luz, crecer y reproducirse en condiciones de baja intensidad lumínica. Además tiene una alta afinidad por el nitrógeno y el fósforo cuando la limitación por nutrientes es severa y su temperatura óptima de crecimiento y fotosíntesis es de más de 20°C (Lee 2008, Olofsson 1980, Reynolds 2006, Seeligmann y Tracanna 2009, y Shapiro 1990).

Este género es típico de aguas meso a eutróficas y en cuerpos de agua destinados a la potabilización puede causar problemas, ya que genera olor y sabor en el agua y cuando está en altas concentraciones, ocasiona además problemas por la obstrucción de filtros. Además, algunas especies se han reportado como productoras de toxinas (Bellinger y Sigee 2010)

En general, el grupo de las cianobacterias tiene la capacidad de desarrollar floraciones bajo ciertas condiciones ambientales tales como temperaturas elevadas, alta carga de nutrientes, baja relación N:P, pH alcalino, calma ambiental y bajo caudal (Licera et al. 2012); siendo la mayoría de ellas características frecuentes en el embalse Riogrande II, lo cual sumado a las características morfo-fisiológicas de *Dolichospermum*, explica su clara dominancia en este cuerpo de agua. Además, la baja tasa de filtración por parte del zooplancton, debido que son poco palatables les permite conservar su población (Eng-Wilmot et al. 1977, Shapiro 1990).

Todo lo anterior indica que el alto aporte de las cianobacterias (específicamente los géneros *Microcystis*, *Woronichinia* y *Dolichospermum*) a la dinámica fitoplanctónica, y la asociación entre dichos géneros y variables tales como la dureza total y magnésica (con los dos primeros) y la concentración de nitratos y fósforo (para *Dolichospermum*), reflejados

Barros-Acosta

por el análisis multivariado, son un resultado generado principalmente por las características morfo-fisiológicas de los organismos y especialmente de aquellas relacionadas con el aprovechamiento de los nutrientes.

La clara y permanente dominancia de *Dolichospermum* durante el periodo de estudio parece haber sido determinante en los bajos valores de riqueza y diversidad fitoplanctónica en el embalse, pues aunque algunas características del cuerpo de agua tales como alta concentración de oxígeno superficial, afluencia de ríos y materia orgánica en descomposición (entre otros) son favorables para el establecimiento y proliferación de poblaciones numerosas, dichas variables presentaron valores bajos en todas las muestras analizadas. Al respecto, se sabe que en ambientes contaminados la comunidad generalmente responde con un descenso de la diversidad por la pérdida de organismos sensibles (lo cual puede explicar el bajo número de taxones con frecuencia mayor a 0,5), aumento en la abundancia de los organismos tolerantes y por supuesto un descenso de la equitatividad (Ross 1979). Además, los valores bajos de diversidad se han asociado con el aumento de las condiciones tróficas del sistema (Branco 1984, Margalef 1983).

Para finalizar, es importante mencionar que aunque las únicas variaciones estadísticamente significativas en la estructura fitoplanctónica se hayan presentado en la dimensión temporal, el hecho de que tanto los valores de densidad como de biomasa mostraran una tendencia hacia mayores concentraciones al 10% de la incidencia de luz, y la riqueza hacia el 10 y el 1%, parece relacionarse con estrategias fotoprotectoras de los organismos, pues en general, los nutrientes fueron muy poco variables en esta escala.

5. CONCLUSIONES

La alta homogeneidad en las características físicas, químicas y biológicas en el embalse Riogrande II, como consecuencia de su nivel de eutrofización y la estratificación térmica y química de gran parte de la columna de agua, generó también poca variación en las características estructurales del fitoplancton, especialmente en la dimensión espacial (tanto vertical como principalmente horizontal), siendo solo evidentes algunos cambios en la biomasa y riqueza taxonómica en la escala temporal. Así, la variación más contundente se registró durante la época de aguas altas, por la disminución de la biomasa y su aparente relación con algunos parámetros físicos y químicos relacionados con la concentración de iones en el agua.

De acuerdo con lo anterior, puede decirse que la hipótesis inicialmente planteada sobre la dinámica fitoplanctónica solo se corroboró a nivel temporal, ya que fueron factores climáticos e hidráulicos (específicamente el incremento de las lluvias y el nivel del agua en el embalse) los principales responsables de las variaciones en la estructura de las comunidades de algas, sin que parámetros tales como la conductividad eléctrica y las concentraciones de oxígeno y nutrientes tuvieran una influencia marcada o directa en dicha dinámica, siendo solo parcialmente influyente la incidencia de luz.

La clara dominancia de *Dolichospermum* parece estar determinada por la habilidad de las especies de este género para proliferar en ambientes con baja luz, concentraciones reducidas de nutrientes y altas temperaturas, las cuales son condiciones relativamente constantes en el embalse Riogrande II, lo cual le da una ventaja competitiva en relación

Barros-Acosta

con las demás algas que conforman el fitoplancton, generando una comunidad de alta dominancia y por lo tanto baja riqueza y diversidad ecológica.

Con formato: Centrado

Barros-Acosta

6. BIBLIOGRAFÍA

Agudelo-Acevedo EJ. 2008. Dinámica de infección del rotífero *Ascomorphella volvocicola* sobre poblaciones de *Volvox* existentes en el embalse Riogrande II (Antioquia, Colombia). *Trabajo de grado*. Universidad de Antioquia.

Aguirre NJ, Peñuela G. 2002. Proyecto análisis de Calidad del Agua de los Embalses y Quebradas que abastecen el Acueducto de EPM. Grupo en Gestión y Modelación Ambiental (GAIA), Grupo de diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON). Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia. p. 87-91.

AlgaeBase. Guiry. M.D. [Internet]. 2013. Fecha de acceso: 1 de febrero de 2013. Disponible en: <http://www.algaebase.org/>.

Arcos-Arango Y, Betancur-Urhan J, Peñuela G, Aguirre NJ. 2010. Relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos en el embalse Riogrande II- Don Matías (Antioquia, Colombia). Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia [internet]. Fecha de acceso: 1 de noviembre de 2011. Disponible en: <http://www.redalyc.org/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=43019328005>.

ISSN 0120-6230

Bellinger EG, Sigee DC. 2010. *Freshwater Algae. Identification and Use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell. UK. p. 271.

Bicudo C, Bicudo R. 1970. *Algas de Águas Continentais Brasileiras*. Fundação Brasileira para o desenvolvimento do Ensino de Ciências. São Paulo. p. 228.

Barros-Acosta

Bicudo C, Menezes M. 2006. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. São Carlos. p. 502.

Branco C, Senna P. 1996. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoa Reservoir, Brazil). *Algological Studies*, 81: 69-84.

En: Loaiza-Restano AM, Ramírez-Restrepo JJ, Echenique RO, Vallejo A, Ortiz LY. 2011. Dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Meyen 1829, Emend. Ralfs 1848) en un embalse eutrófico colombiano. *Oecologia Australis* 15(3): 726-746.

Bustamante-Gil C, Ramírez JJ, Boltovskoy AC, Vallejo A. 2012. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24 (2), 207-219. Epub 30 de octubre. [Internet]. Fecha de acceso: 26 de junio de 2013. Disponible en: www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000200009&lng=en&tlng=en. 10.1590/S2179-975X2012005000039.

Comas GA. 1996. Las Chlorococcales dulceacuícolas de Cuba. *Bibliotheca Phycologica*. J. Cramer. Stuttgart. p. 192.

Cox EJ. 1996. Identification of Freshwater Diatoms from live Material. Chapman, Hall, New York. p. 158.

Cuéllar-Márquez 2011. Calidad del agua en embalses de EPM retos y oportunidades. Memorias I Taller Nacional sobre Gestión Integral en Cuencas y Embalses Neotropicales. Empresas Públicas de Medellín.

Barros-Acosta

Descy JP. 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the river Meuse (Belgium). Arch. Hydrobiol. Suppl. 78 (2): 225-245. En: Seeligmann C, Tracanna B, Martínez-De Marco S, Isasmendi S. 2011 Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la Calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste argentino. Limnetica 20(1): 123-133. Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 021 3-8409.

Dolbeth M, Pardal MA, Lilleblo AI, Azeiteiro U, Marques JC. 2003. Short-and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. Marine Biology, 10: 1133-1135. Short. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino Tucumán. Limnetica, 28 (1): 105-124.

Edmonson WT. 1969. Eutrophication in North America. Nat. Acad. Sci.:124-249. En: González EJ, Ortaz M, Peña-Herrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. Limnetica. 22 (1-2):15-53 [internet]. Fecha de acceso: 7 de Junio de 2011. Disponible en: http://www.limnetica.com/Limnetica/limne22a/L22a15_Fitoplancton_embalses_venezuela.pdf.

Empresas Públicas de Medellín. 2007. Fecha de acceso: 15 de agosto de 2011. Disponible en: http://www2.epm.com.co/bibliotecaepm/biblioteca_virtual/documents/ProduccionAguaPotable.pdf.

Barros-Acosta

Empresas Públicas de Medellín. 2012. Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico. Informe técnico semestral de avance embalse Riogrande II. Julio-diciembre de 2011.

Eng-Wilmot DL, Hitchcock WS, Martin DF. 1977. Effect of temperature in proliferation of *Gymnodinium breve* and *Gomphosphaeria aponina*. *Marine Biology*. 41: 71-77. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*, 28 (1): 105-124 (2009) *Limnetica*, 27 (2): 195-210 (2008). Asociación Ibérica de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.

Fonturbel F. 2004. Modelo operacional ambiental y aspectos sociales relevantes del proceso de eutrofización localizada en cuatro estaciones experimentales del lago Titikaka. Publicaciones Integrales, La Paz. 241 p. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino Tucumán. *Limnetica*, 28 (1): 105. p. 124.

González EJ, Ortaz M, Peñaherrera C. 2000. Caracterización limnológica del embalse Pao-Cachinche (Estados Carabobo y Cojedes). Informe técnico presentado a las compañías Hidroven e Hidrocentro. En: González EJ, Ortaz M, Peñaherrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*. 22 (1-2):15-53 [internet]. Fecha de acceso: 7 de junio de 2011. Disponible en: http://www.limnetica.com/Limnetica/limne22a/L22a15_embalses_venezuela.pdf.

Barros-Acosta

González EJ, Ortaz M, Peñaherrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica* 22(1-2): 15-35. Asociación Española de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.

Hutchinson G.E. 1967. A Treatise on Limnology. II. Introduction to lake Biology and Limnoplankton. John Wiley and Sons Inc, New York. p. 1115.

Hillebrand H, Dürselen CD, Kirschtel D, Pollingher, Zohary T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Phycology. J.* 35: 403. p. 424.

Huszar M, Silva S, Domingos P, Marinho M, Melo S. 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, 369/370: 59-71 En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino Tucumán. *Limnetica*, 28 (1): 105.

Johnson J, Vahos R, Ramírez J.J. 2011. Clasificación trófica y cinética temporal de las razones P/B, P/R, R/B y PPN/ PPB en la capa fótica de la presa de un embalse ecuatorial eutrófico. *Trabajo de grado*. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.

Lee RE. 2008. *Phycology*. 4 Ed. New York (U.S.A.). Cambridge University Press. p. 547.

Licera C, Rodríguez MI, Larrosa N, Ruiz M, Halac S, Olivera P, Brandalise MV, Nadal F. 2012. Cianobacterias en embalses de Córdoba, descripción taxonómica y ecológica. Gacetilla de resúmenes del primer encuentro de investigadores en formación en recursos hídricos. Eje temático 2: calidad del agua y desarrollo de tecnologías de tratamiento.

Barros-Acosta

Argentina. [Internet]. Fecha de acceso: 2 de junio de 2013. Disponible en: www.ina.gov.ar/index.php?seccion=60#gacetilla.

Loaiza-Restano AM, Ramírez-Restrepo JJ, Echenique RO, Vallejo A, Ortiz LY. 2011. Dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Meyen 1829, Emend. Ralfs 1848) en un embalse eutrófico colombiano. *Oecologia Australis* 15(3): 726-746.

Margalef R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España. p. 800. En: Loaiza-Restano AM, Ramírez-Restrepo JJ, Echenique RO, Vallejo A, Ortiz LY. 2011. Dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Meyen 1829, Emend. Ralfs 1848) en un embalse eutrófico colombiano. *Oecologia Australis* 15(3): 726-746.

Margalef R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España. p. 800. En: Pava E, Carrasquilla J, López W. 2006. Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de un plano de inundación del río Sogamoso en la cuenca media del río Magdalena (Ciénaga de San Silvestre, Colombia). *Intrópica*. Instituto de investigaciones tropicales 3 43-57.

Márquez G, Guillot G. 2001. Ecología y efecto ambiental de embalses, aproximación con colombianos. Universidad Nacional de Colombia. Medellín (Antioquia), Colombia. p. 218. En: Meneses V, Vergara A, Ramírez JJ, Palacio H. 2011. Estudio autecológico de *Schroederia setigera* en un embalse ecuatorial. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 41(2):96-97.

Mazo Blanco D. 2008. Caracterización limnológica física y química del embalse Río Grande II. *Trabajo de grado*. Universidad de Antioquia.

Barros-Acosta

Meneses V, Vergara A, Ramírez JJ, Palacio H. 2011. Estudio autecológico de *Schroederia setigera* en un embalse ecuatorial. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 41(2):96-97.

Montoya Y. 2004. Tasas de mineralización y sedimentación en la presa del embalse Riógrande II, Don Matías, Antioquia, Colombia. *Trabajo de grado*. Universidad de Antioquia.

Montoya-Montoya JA, Tamayo-Cifuentes LF. 2011. Embalse Riogrande II: identificación y mitigación de impactos ambientales como estrategia de conservación ecosistémica. Disponible en <http://ecosistemastropicalesucn.blogspot.com/2011/03/embalse-riogrande-ii-antioquia.html>.

Nauwerk A. 1968. Das Phytoplankton des Latnjajaure 1954–55. Schweiz Z. Hydrol. 30:188–216. En: Lee RE. 2008. Phycology. 4 ed. New York (U.S.A.) Cambridge University Press. p. 547.

Olenina I, Hajdu S, Edler L, Andersson A, Wasmund N, Busch S, Göbel J, Gromisz S, Huseby S, Huttunen M, Jaanus A, Kokkonen P, Ledaine I, Niemkiewicz E. 2006. Biovolumes and Size-Classes of Phytoplankton in the Baltic Sea Helsinki Commission Baltic Marine. Proc. No. 106.p. 144.

Olofsson J, Jr A. 1980. The role of microlayers in controlling phytoplankton productivity. In: Hypertrophic ecosystems J. Barica y L. R. Mur (eds.): 83-93. W. Junk, Publ. La Haya. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta

Barros-Acosta

cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*, 28 (1): 105-124 (2009) *Limnetica*, 27 (2): 195-210 (2008). Asociación Ibérica de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.

Orlik K. 1994. Phytoplankton ecology. Determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwaters and the sea. Denmark: Danish Environmental Protection Agency. p. 183. Miljón project no. 251. En: Bustamante-Gil C, Ramírez JJ, Boltovskoy AC, Vallejo A. 2012. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24 (2), 207-219. Epub 30 de octubre. [Internet]. Fecha de acceso: 26 de junio de 2013. Disponible en: www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-975X2012000200009&lng=en&tlng=en. 10.1590/S2179-975X2012005000039.

Ortiz M, González EJ, Manduca J, Peñaherrera C, Montes E. 1999. Características limnológicas de los embalses La Pereza, Lagartijo, La Mariposa y Quebrada Seca y preservación del zooplancton como controlador de microalgas, mediante técnicas de biomanipulación. Informe técnico presentado a las compañías Hidroimpacto C.A. e Hidrocapital. En: González EJ, Ortiz M, Peñaherrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*. 22 (1-2):15-53 [internet]. Fecha de acceso: 7 de junio de 2011. Disponible en: http://www.limnetica.com/Limnetica/limne22a/L22a15_embalses_venezuela.pdf.

Palmer CM. 1962. Algae in water supplies. U.S. Public Health Service publication 657, Washington, DC. En *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. London. p. 320.

Barros-Acosta

Pava E, Carrasquilla J, López W. 2006. Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de un plano de inundación del río Sogamoso en la cuenca media del río Magdalena (Ciénaga de San Silvestre, Colombia). *Intrópica*. Instituto de investigaciones tropicales. 343-57.

Peñuela G, Aguirre NJ. 2010. Relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos en el embalse Riogrande II- Don Matías (Antioquia, Colombia). Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia [internet]. Fecha de acceso: 1 de noviembre de 2011. Disponible en: <http://www.redalyc.org/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=43019328005>> ISSN 0120-6230.

Pielou EC. 1969. *Mathematical ecology*. Wiley-interscience, New York. p. 286.

Prenda J, Clavero M, Blanco-Garrido F, Menor A, Hermoso V. 2006. Threats to the conservation of integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica*, 25(1-2): 377-388. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino Tucumán. *Limnetica*, 28 (1): 105.

Ramírez JJ. 2000. *Fitoplancton de agua dulce: aspectos ecológicos, taxonómicos y sanitarios*. Editorial Universidad de Antioquia. p. 208.

Reynolds CS. 1982. Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanisms and manipulation. *Report of the Freshwater Biological Association* 50: 60-75. Ambleside. England. En: Vila I, Barends I, Montecino V. 1987. Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el Embalse Rapel, Chile Central. *Rev. Chilena de Historia Natural*. 60: 37:55.

Barros-Acosta

Reynolds CS. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. London 320p. En: Pava E, Carrasquilla J, López W. 2006. Caracterización de la comunidad fitoplanctónica de un plano de inundación del río Sogamoso en la cuenca media del río Magdalena (Ciénaga de San Silvestre, Colombia). *Intrópica*. Instituto de investigaciones tropicales. 3 43-57.

Reynolds C.S. 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ecology Institute, Germany. 371p. En: Loaiza-Restano AM, Ramírez-Restrepo JJ, Echenique RO, Vallejo A, Ortiz LY. 2011. Dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Meyen 1829, Emend. Ralfs 1848) en un embalse eutrófico colombiano. *Oecologia Australis* 15(3): 726-746.

Reynolds CS. 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. p. 439-456. In: Tundisi JG, Straškraba M. (eds.). Theoretical reservoir and its applications. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers. São Carlos, Brazil. 583p. En: Loaiza-Restano AM, Ramírez-Restrepo JJ, Echenique RO, Vallejo A, Ortiz LY. 2011. Dinámica espacio-temporal de cuatro especies de *Staurastrum* (Meyen 1829, Emend. Ralfs 1848) en un embalse eutrófico colombiano. *Oecologia Australis* 15(3): 726-746.

Reynolds CS. 2006. Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge. p 535.

Roldán G, Ramírez JJ. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. p. 440.

Barros-Acosta

Roldán G, Ruiz E. 2001. "Development of Limnology in Colombia". *Limnology in Developing Countries*. Vol. 3. 69-119 p. En: Arcos-Arango Y, Betancur-Urhan J, Peñuela G, Aguirre NJ. 2010. Relación entre las formas solubles de hierro y manganeso y la presencia de bacterias oxidadoras de ambos elementos en el embalse Riogrande II- Don Matías (Antioquia, Colombia). Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia [internet]. Fecha de acceso: 1 de noviembre de 2011 Disponible en: <http://www.redalyc.org/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=43019328005>>ISSN 0120-6230.

Ross J. 1979. *Prácticas de Ecología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona, España. p. 235.

Ryding S, Rast W. 1992. El control de la eutroficación en lagos y pantanos. Ediciones pirámide S.A. Unesco. Madrid, 385p. En: González EJ, Ortaz M, Peña-Herrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J. 2003. Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica*. 22 (1-2):15-53 [internet]. Fecha de acceso: 7 de Junio de 2011. Disponible en: http://www.limnetica.com/Limnetica/limne22a/L22a15_embalses_venezuela.pdf.

Salas H, Martino P. 1990. Metodologías Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. CEPIS/OPS-HPE. En: EPM. 2012. Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico. Informe técnico semestral de avance embalse Riogrande II. Julio-diciembre de 2011.

Barros-Acosta

Salazar C, Sepúlveda M. 2007. Relación existente entre el coeficiente de extinción de la luz y la profundidad del disco de Secchi en cinco estaciones del embalse Río Grande II. Antioquia, Colombia. *Trabajo de grado*, Universidad de Antioquia.

Sant'Anna CL, Tucci A, Azevedo MT, Melcher SS, Werner VR, Malone CF, Rossini EF, Jacinnavicius FR, Hentscheke GS, Osti JA, Santos KR, Gama-Junior WA, Rosal C, Adame G. 2012. Atlas de Cianobacterias e Microalgas de águas continentais brasileiras. Publicação eletrônica, Instituto de Botânica. Nucleo de Pesquisa em Ficologia. Disponible en: www.ibot.sp.gov.br.

Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*, 28 (1): 105-124 (2009) *Limnetica*, 27 (2): 195-210 (2008). Asociación Ibérica de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.

Shannon CE, Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois. Urbana, Illinois. p. 125.

Shapiro J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 38-54. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino (Tucumán). *Limnetica*, 28 (1): 105-124 (2009) *Limnetica*, 27 (2): 195-210 (2008). Asociación Ibérica de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.

Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. p. 163: 688.

Barros-Acosta

Tuchman NC, Schollett MA, Rier ST, Geddes P. 2006. Differential heterotrophic utilization of organic compounds by diatoms and bacteria under light and dark conditions. *Hydrobiology*. 561:167–177.

Tundisi JG, Henry R. 1986. Effects of enrichment on the summer surface phytoplanktonic community in a stratified tropical lake (Lake Dom Helvécio-Parque Florestal do Rio Doce Minas Gerais). En: González EJ, Ortaz M. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). p. 27-34. *Biología tropical* [internet]. vol.46, n.1. Fecha de acceso: 10 de septiembre de 2010. Disponible en: [//www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77441998000100002&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77441998000100002&lng=es&nrm=iso).

Universidad Católica de Oriente-Empresas Públicas de Medellín. 2004. Determinación del estado trófico de los embalses que surten las plantas de potabilización Manantiales, Villa Hermosa y La Ayurá.

Valderrama JC. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122. En: Schenone N, Volpedo A, Fernandez-Cirelli A. 2008. Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixo-halino de Bahía Samborombon (Argentina). *Limnetica*, 27 (1): 143-150. [internet]. Fecha de acceso: 8 de julio de 2011. Disponible en: http://www.limnetica.net/Limnetica/limne27a/L27a143_Nutrientes_rios_humedal_Sanborombon_Argentina.pdf.

Barros-Acosta

Vanni MJ, Temte J. 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 35: 697-709. En: González EJ, Ortaz M. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Rev. Biología Tropical* vol.46, n.1 pp. 27-34. [internet]. Fecha de acceso: 18 de junio de 2011. Disponible en: http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77441998000100002&lng=es&nrm=iso.

Western D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. p. 98: 5458-5465. En: Seeligmann C, Tracanna BC. 2009. Dinámica del fitoplancton en un embalse de alta cota del Noroeste Argentino Tucumán. *Limnetica*, 28 (1): 105.

Anexo 1. Resultados de las variables físicas y químicas en el embalse Riogrande II en los periodos de octubre 2010, marzo y junio de 2011.

Variable	E2								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	Sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
Transparencia Secchi (m)			1,62			0,87			1,18
Temperatura (°C)	23,00	19,90	18,20	20,70	20,44	19,89	22,30	22,01	21,12
Oxígeno disuelto (mg/L)	8,87	8,48	1,01	6,65	7,39	8,04	10,32	7,48	8,67
Saturación oxígeno disuelto (%)	112,59	101,57	11,69	80,89	89,44	96,28	129,34	93,25	106,31
pH (Unidades)	9,20	9,90	7,00	9,88	10,40	10,37	9,88	10,38	10,27
Conductividad (µS/cm)	54,10	47,70	47,90	48,30	45,33	45,15	45,30	44,52	41,75
Redox (mV)	81,10	104,50	209,60	111,30	77,58	84,99	79,54	85,61	90,72
Clorofila a (µg/L)	19,41	36,17	26,27	33,17	42,75	44,46	30,00	30,53	30,00
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	0,18	0,13	0,13				<0,06	<0,06	<0,06
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)			0,01		<0,01				
Fósforo Total (mg/L)	0,02	0,03	0,08	0,06	0,07	0,08	0,07	0,08	0,08
Ortofosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	<0,01	<0,01	0,04	0,02	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	16,20	15,80	19,00	16,20	13,40	12,40	13,00	14,16	14,94
Dureza Cálctica (mg CaCO ₃ /L)	9,60	8,70	9,40	2,10	3,10	2,70	7,28	7,57	6,98
Dureza Magnésica (mg CaCO ₃ /L)	6,60	7,10	9,60	14,10	10,30	9,70	5,72	6,60	7,95
Sílice (mg Si-SiO ₂ /L)	4,47	4,14	4,32	5,57	5,57	5,58	3,09	2,82	3,22
Sólidos Disueltos (mg/L)	4,00	42,00	70,00	44,00	36,00	50,00	42,00	48,00	42,00
Sólidos Suspendidos (mg/L)	1,60	6,80	2,40	70,80	8,80	39,60	7,60	6,80	10,00
Sólidos Totales (mg/L)	5,60	48,80	72,40	114,80	44,80	89,60	49,60	54,80	52,00

Barros-Acosta

Variable	E5								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	Sub	10%	1%	sub	10%	1%	Sub	10%	1%
Transparencia Secchi (m)	2,20	2,20	2,20	0,60	0,60	0,60	0,68	0,68	0,68
Temperatura (°C)	20,30	19,50	18,10	21,40	21,16	20,00	21,50	21,36	21,12
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,37	6,32	0,50	7,74	7,04	8,05	9,44	7,31	7,55
Saturación oxígeno disuelto (%)	113,10	75,10	5,78	95,40	86,39	96,61	116,58	90,04	92,57
pH (Unidades)	10,03	9,32	7,03	9,33	10,75	10,65	6,38	10,33	10,34
Conductividad (µS/cm)	37,10	32,10	40,20	47,70	45,41	46,36	38,00	35,82	37,06
Redox (mV)	188,50	50,20	56,00	172,10	71,54	73,73	73,65	82,20	84,42
Clorofila a (µg/L)	11,93	20,69	18,38	33,54	32,81	36,70	22,66	30,16	24,95
Nitratos (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	0,18	0,14	0,14	0,41	0,46	0,39	<0,06	<0,06	<0,06
Nitritos (mg N-NO ₂ ⁻ /L)			0,01					<0,01	
Fósforo Total	<0,01	<0,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,09
Ortofosfatos (mgP-PO ₄ ³⁻ /L)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	13,40	13,00	13,40	12,80	11,40	12,80	12,80	12,80	9,89
Dureza Cálcica (mg CaCO ₃ /L)	8,10	6,80	9,20	3,60	4,50	3,80	6,11	7,18	6,69
Dureza Magnésica (mg CaCO ₃ /L)	5,30	6,20	4,20	9,20	6,90	9,00	6,69	5,63	3,20
Sílice (mg Si-SiO ₂ /L)	4,17	3,89	3,93	5,84	5,76	5,81	4,85	4,86	4,86
Sólidos Disueltos (mg/L)	10,00	6,00	8,00	54,00	40,00	60,00	30,00	20,00	32,00
Sólidos Suspendidos (mg/L)	2,00	40,00	4,40	4,80	4,80	4,40	6,80	122,00	7,20
Sólidos Totales (mg/L)	12,00	46,00	12,40	58,80	44,80	64,40	36,80	142,00	39,20

Barros-Acosta

Variable	E8								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
Transparencia Secchi (m)	1,77	1,77	1,77	0,94	0,94	0,94	0,89	0,89	0,89
Temperatura (°C)	20,30	19,50	18,10	20,60	19,37	20,55	20,70	20,96	20,09
Oxígeno disuelto (mg/L)	9,39	8,20	0,96	6,40	9,49	9,17	7,20	9,41	9,59
Saturación oxígeno disuelto (%)	113,35	97,44	11,09	77,70	112,48	111,22	87,58	115,03	115,29
pH (Unidades)	9,94	9,87	7,61	9,70	10,41	10,40	9,41	10,42	10,38
Conductividad (µS/cm)	39,70	39,60	45,60	43,50	41,21	43,74	38,60	38,87	34,60
Redox (mV)	138,60	93,20	144,10	117,30	42,14	37,38	67,18	77,76	82,33
Clorofila a (µg/L)		31,78	5,61	43,13	34,16	44,77	11,83	18,06	21,06
Nitratos (mg N-NO ₃ -/L)	0,35	0,36	0,11				0,02	0,04	0,02
Nitritos (mg N-NO ₂ -/L)	0,01		0,01						
Fósforo Total	<0,01	<0,01	0,04	0,06	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04
Ortofosfatos (mgP-PO ₄ ³⁻ /L)	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dureza Total (mg CaCO ₃ /L)	15,80	17,00	20,00	12,40	14,20	11,80	11,83	18,04	12,61
Dureza Cálcica (mg CaCO ₃ /L)	7,40	7,70	10,10	2,70	3,00	6,30	6,31	7,95	6,31
Dureza Magnésica (mg CaCO ₃ /L)	8,40	9,30	9,90	9,70	11,20	5,50	5,53	10,09	6,31
Sílice (mg Si-SiO ₂ /L)	4,08	3,89	4,28	6,00	5,67	5,78	5,04	5,08	5,09
Sólidos Disueltos (mg/L)	20,00	40,00	4,00	42,00	48,00	36,00	52,00	38,00	40,00
Sólidos Suspendidos (mg/L)	2,40	7,50	2,00	8,40	9,20	6,80	8,00	7,60	6,80
Sólidos Totales (mg/L)	22,40	47,50	6,00	50,40	57,20	42,80	60,00	45,60	46,80

Anexo 2. Densidad (individuos/ml) del fitoplancton del embalse Riogrande II hallado en los periodos de octubre de 2010, marzo y junio de 2011.

Taxón	Estación 2								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Stichosiphon</i>			2,07						
<i>Chroococcus</i>							2,07	62,11	
<i>Woronichinia</i>							2,07	4,14	2,07
<i>Microcystis</i>		2,07	2,07				2,07	10,35	2,07
<i>Dolichospermum</i>	4,14	2,07	2,07	194,62	95,24	33,13	136,65	250,52	178,05
<i>Oscillatoria</i>		2,07		2,07		2,07			
<i>Lyngbya</i>			2,07						
<i>Pseudanabaena</i>			10,35	2,07	6,21	4,14			
<i>Chlorophyta</i> sp2						2,07			
<i>Granulochloris</i>			2,07						
<i>Eudorina</i>	2,07			2,07				6,21	4,14
<i>Pandorina</i>									2,07
<i>Chlorococcum</i>	4,14	2,07		8,28	4,14	2,07	62,11	72,46	126,29
<i>Schroederia</i>							2,07		
<i>Chlorella</i>	2,07		14,49						
<i>Oocystis</i>			2,07				2,07	10,35	
<i>Nephrocytium</i>			6,21					2,07	
aff <i>Nephrocytium</i>							2,07		
<i>Kirchmeriella</i>			2,07						
<i>Coenochloris</i>			4,14						
<i>Sphaerocystis</i>	2,07		2,07	4,14			14,49	20,70	24,84

Barros-Acosta

Taxón	Estación 2								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Desmodesmus aff opliensis</i>			2,07						
<i>Elakatothrix</i>			2,07				2,07	4,14	
<i>Actinotaenium</i>			2,07						
<i>Staurastrum alternans</i>	169,77	28,99	130,43				39,34	49,69	84,89
<i>Staurastrum aff gracile</i>							2,07	12,42	22,77
<i>Staurastrum paradoxum</i>	294,00	250,52	178,05	231,88	718,43	383,02	648,03	2300,21	1761,90
<i>Phacus</i>			2,07						
<i>Trachelomonas</i>	4,14	4,14	6,21	2,07	8,28	10,35	8,28	47,62	10,35
<i>Cryptomonas</i>	2,07	6,21	2,07	6,21	6,21	10,35	12,42	24,84	18,63
<i>Ceratium furcoides</i>		6,21	2,07	4,14	2,07		14,49	26,92	10,35
<i>Peridinium</i>			2,07	8,28	2,07	2,07		2,07	
<i>Mallomonas</i>		2,07			4,14	2,07	2,07	2,07	10,35
<i>Cyclotella</i>			4,14		2,07			2,07	2,07
<i>Achnantheidium</i>			2,07						
<i>Cocconeis</i>			2,07	2,07	2,07				10,35
<i>Cymbella</i>							2,07		
<i>Navicula</i>			4,14				2,07	2,07	10,35
<i>Nitzschia</i>	6,21		2,07	2,07	6,21	6,21	12,42	2,07	2,07
<i>Nitzschia aff acicularis</i>			2,07						
Densidad Total (ind/ml)	490,68	306,42	397,52	469,98	857,14	457,56	968,94	2855,07	2345,76
Media aritmética (ind/ml)	10,90	6,81	8,83	10,44	19,05	10,17	21,53	63,45	52,13
Desviación estándar	50,00	37,43	32,24	44,46	107,57	57,10	98,17	343,27	262,97
Coefficiente de variación (%)	458,57	549,62	364,96	425,70	564,73	561,54	455,90	541,05	504,48

Barros-Acosta

Taxón	Estación 5								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Chroococcus</i>	2,07		4,14		10,35	4,14	6,21		4,14
<i>Microcystis</i>		6,21						2,07	
<i>Dolichospermum</i>	2,07	10,35	2,07	434,78	53,83	43,48	37,27	62,11	31,06
<i>Oscillatoria</i>	4,14				2,07	2,07			
<i>Pseudanabaena</i>			37,27	2,07	4,14		2,07	2,07	
<i>Johannesbaptistia</i>			2,07						
<i>Chlorophyta</i> sp1		4,14	2,07						
<i>Eudorina</i>							2,07	2,07	
<i>Chlorococcum</i>	4,14	4,14	20,70	180,12	70,39	10,35	12,42	22,77	99,38
<i>Schroederia</i>								2,07	2,07
<i>Oocystis</i>					2,07		2,07		
<i>Nephrocytium</i>				2,07	2,07				
<i>Sphaerocystis</i>						2,07	8,28	4,14	
<i>Cosmarium</i>	2,07						2,07		
<i>Staurastrum alternans</i>	49,69	62,11	45,55	6,21	2,07	4,14	6,21	10,35	4,14
<i>Staurastrum gracile</i>	4,14		6,21	8,28		2,07		18,63	
<i>Staurastrum paradoxum</i>	306,42	478,26	207,04	2457,56	192,55	180,12	325,05	542,44	109,73
<i>Trachelomonas</i>	16,56	6,21	8,28	10,35	6,21	4,14	4,14	2,07	4,14
<i>Cryptomonas</i>	8,28	8,28	12,42	22,77	16,56	4,14	4,14	4,14	6,21
<i>Ceratium furcoides</i>	2,07	4,14	0,00	2,07	6,21		2,07	2,07	2,07
<i>Peridinium</i>		2,07	2,07	6,21					
<i>Mallomonas</i>			2,07	2,07	2,07	2,07	6,21	2,07	2,07
<i>Cyclotella</i>	2,07							2,07	
<i>Cocconeis</i>			14,49	2,07	2,07	2,07		2,07	

Barros-Acosta

Taxón	Estación 5								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Cymbella</i>		2,07	4,14		2,07			2,07	
<i>Navicula</i>	14,49		2,07		2,07	2,07	2,07		4,14
<i>Nitzschia</i>	4,14		6,21		10,35	4,14	6,21	8,28	2,07
Densidad Total (ind/ml)	422,36	587,99	378,88	3136,65	387,16	267,08	428,57	693,58	271,22
Media aritmética (ind/ml)	9,39	13,07	8,42	69,70	8,60	5,94	9,52	15,41	6,03
Desviación estándar	45,98	71,54	31,67	370,60	30,97	27,37	48,48	80,98	22,04
Coefficiente de variación (%)	489,93	547,54	376,17	531,69	360,01	461,20	509,01	525,39	365,66

Taxón	Estación 8								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Chroococcus</i>			4,14		10,35			14,49	
<i>Microcystis</i>		2,07						2,07	2,07
<i>Dolichospermum</i>	6,21	24,84	2,07	22,77	24,84	12,42	138,72	258,80	66,25
<i>Oscillatoria</i>								2,07	
<i>Pseudanabaena</i>	2,07							4,14	2,07
<i>Eudorina</i>		2,07	2,07					2,07	2,07
<i>Pandorina</i>								2,07	
aff <i>Pandorina</i>								2,07	
<i>Chlorococcus</i>	55,90	55,90	4,14	8,28	4,14	2,07	64,18	80,75	2,07
<i>Schroederia</i>							2,07		2,07
<i>Chlorella</i>			2,07						
<i>Oocystis</i>								10,35	2,07

Barros-Acosta

Taxón	Estación 8								
	Oct-10			Mar-11			Jun-11		
	sub	10%	1%	sub	10%	1%	sub	10%	1%
<i>Sphaerocystis</i>							6,21	16,56	2,07
<i>Coelastrum</i>							2,07	2,07	
<i>Elakatothrix</i>		2,07			2,07			4,14	
<i>Staurastrum alternans</i>	14,49	275,36	14,49		2,07	4,14	49,69	122,15	10,35
<i>Staurastrum gracile</i>							4,14	33,13	4,14
<i>Staurastrum paradoxum</i>	258,80	2521,74	134,58	298,14	178,05	250,52	826,09	1699,79	486,54
<i>Trachelomonas</i>		16,56	6,21	2,07	2,07	2,07	16,56	31,06	2,07
<i>Cryptomonas</i>	2,07	49,69	12,42	2,07	2,07	2,07	12,42	18,63	2,07
<i>Ceratium furcoides</i>	2,07	2,07		4,14		4,14	10,35	10,35	4,14
<i>Peridinium</i>		2,07				2,07			2,07
<i>Mallomonas</i>	2,07	2,07		2,07			4,14	14,49	4,14
<i>Cyclotella</i>								2,07	2,07
<i>Cocconeis</i>			20,70			2,07		4,14	
<i>Cymbella</i>	2,07		2,07				2,07		
<i>Navicula</i>	2,07	2,07	2,07		4,14	2,07	2,07	4,14	4,14
<i>Nitzschia</i>	2,07		10,35	2,07	2,07		6,21	10,35	4,14
Densidad Total (ind/ml)	349,90	2958,59	217,39	341,61	231,88	283,64	1147,00	2351,97	606,63
Media aritmética (ind/ml)	7,78	65,75	4,83	7,59	5,15	6,30	25,49	52,27	13,48
Desviación estándar	39,21	376,80	20,26	44,44	26,67	37,29	124,29	254,88	72,80
Coefficiente de variación (%)	504,33	573,11	419,32	585,45	517,50	591,61	487,61	487,65	540,02

Anexo 3. Resultados del Análisis de Redundancia entre la biomasa ($\mu\text{m}^3/\text{ml}$) de los taxones dominantes y las variables físicas y químicas del embalse Riogrande II en los periodos de octubre de 2010, marzo y junio 2011.

Componente	1	2
Valores propios	0,53	
Correlaciones especie-ambiente	0,73	0,67
Varianza acumulada		
Especies	53,20	53,20
Especie-Ambiente	100,00	100,00
<i>Woronichinia</i>	0,49	0,42
<i>Microcystis</i>	0,29	0,66
<i>Dolichospermum</i>	0,73	
<i>Pseudanabaena</i>	-0,02	
<i>Staurastrum alternans</i>		
<i>Staurastrum paradoxum</i>	0,13	0,13
<i>Chlorococcum</i>		
<i>Cryptomonas</i>		
<i>Trachelomonas</i>		
<i>Ceratium furcoides</i>	0,03	0,02
<i>Peridinium</i>		
<i>Cocconeis</i>		
Variables Ambientales		
Oxígeno disuelto	0,07	-0,04
pH		0,11
Conductividad	-0,21	0,04
Redox	0,51	-0,15
Clorofila a	-0,43	0,27
Nitratos	0,64	-0,04
Fósforo total	-0,63	0,09
Ortofosfatos	-0,49	0,32
Dureza total	0,28	0,52
Dureza Cálctica	0,07	0,14
Dureza Magnésica	0,20	0,38
Sílice	0,14	-0,31
Sólidos Disueltos	-0,05	0,15
Sólidos Suspendidos	-0,28	-0,14
Sólidos Totales	-0,27	-0,04

Barros-Acosta