



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



## FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

Estudio comparativo de las densidades de bacterias  
planctónicas en los cuerpos de agua de la Cantera  
Oriente, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel  
(REPSA), D.F.

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADEMICO DE:

**BIÓLOGO**

PRESENTA:

**SÁNCHEZ CARRANZA EDUARDO**

**Directora de tesis: María del Rosario Sánchez Rodríguez**



Tlalnepantla de Baz, Estado de México, 2018.



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

# Agradecimientos.

Este trabajo se lo dedico a mis padres, Álvaro y Marcelina con los cuales estoy infinitamente agradecido por haberme brindado la vida, su apoyo y confianza en cada proceso que he realizado.

Quiero agradecer a mi familia en general por el apoyo recibido y en especial a mis sobrinos y sobrinas, ya que ellos han sido un motor y una gran motivación para ser mejor persona en la vida.

A la Doctora María del Rosario Sánchez Rodríguez por su apoyo, orientación y su invaluable confianza para realizar este trabajo.

Al Doctor Alfonso Lugo Vázquez y a Josué Morlán por la facilitación de los softwares de estadística y su orientación en la implementación de los mismos, así como su apoyo y ánimos para la realización de este trabajo.

También agradezco a la Doctora Patricia Bonilla, al Doctor Luis Oseguera y a la M. en C. Laura Peralta por el apoyo, orientación y consejo al momento de realizar este trabajo.

Y por último, a mis amigos de la carrera, por todas esas experiencias que pasamos a lo largo de la carrera, ustedes fueron fundamentales en cada proceso vivido en la facultad. Así como a la Universidad Nacional Autónoma de México, por brindarme más que una carrera profesional.

El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de Limnología Tropical ubicado en la UIICSE de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala de la UNAM.

Este trabajo fue financiado por el Proyecto PAPIIT IN221115: Estudio limnológico comparado de los cuerpos de agua de La Cantera Oriente, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel con vistas a su mejoramiento ambiental.

# INDICE

---

LISTADO DE ABREVIATURAS. ....	5
<b>RESUMEN. ....</b>	<b>6</b>
<b>INTRODUCCIÓN. ....</b>	<b>7</b>
<b>ANTECEDENTES. ....</b>	<b>9</b>
<b>JUSTIFICACIÓN. ....</b>	<b>10</b>
<b>OBJETIVOS. ....</b>	<b>11</b>
<b>ÁREA DE ESTUDIO. ....</b>	<b>12</b>
<b>METODOLOGÍA. ....</b>	<b>13</b>
TRABAJO DE CAMPO. ....	13
RECUENTO DE BACTERIAS TOTALES Y BIOMASA BACTERIANA. ....	14
TRABAJO DE LABORATORIO. ....	17
ANÁLISIS ESTADÍSTICO. ....	17
<b>RESULTADOS. ....</b>	<b>18</b>
VARIACIÓN TEMPORAL DE LA DENSIDAD BACTERIANA. ....	18
VARIACIÓN TEMPORAL DE LA BIOMASA BACTERIANA. ....	21
DENSIDAD BACTERIANA ENTRE LAGOS. ....	24
BIOMASA BACTERIANA ENTRE LAGOS. ....	26
VARIABLES AMBIENTALES. ....	28
VARIABLES ASOCIADAS AL ESTADO TRÓFICO. ....	30
DISCO DE SECCHI (DS). ....	30
CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA "A" (CLA). ....	31
FÓSFORO TOTAL (P TOT). ....	32
NITRÓGENO TOTAL (N TOT). ....	33
COEFICIENTE DE CORRELACIÓN DE PEARSON. ....	34
ANÁLISIS DE REDUNDANCIA. ....	35
<b>DISCUSIÓN. ....</b>	<b>37</b>
VARIACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA DENSIDAD BACTERIANA. ....	37
VARIACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA BIOMASA BACTERIANA. ....	39
MORFOTIPOS BACTERIANOS. ....	42
VARIABLES AMBIENTALES. ....	43
TEMPERATURA (T). ....	43
CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA A 25° C. ....	44
PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO. ....	45
POTENCIAL DE HIDROGENO (PH). ....	46
VARIABLES TRÓFICAS. ....	47
DISCO DE SECCHI. ....	47

CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA "A" (CLA).....	48
FÓSFORO Y NITRÓGENO.....	49
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>51</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>52</b>
TEMPERATURA.....	52
CONDUCTIVIDAD.....	53
PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO.....	54
POTENCIAL DE HIDROGENO (PH).....	55
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>56</b>

## **Listado de abreviaturas.**

Lago Norte (LN)

Lago Centro (LC)

Lago Sur (LS)

Vaso Regulador (VR)

Manantial (M)

Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA)

Temperatura (°C)

Potencial de Hidrogeno (pH)

Porcentaje de Saturación del Oxígeno Disuelto (%OD)

Conductividad Específica a 25 °C ( $K_{25}$ )

Profundidad de visibilidad del Disco de Secchi (DS)

Concentración de clorofila "a" (Cla)

Fósforo total (P tot)

Fósforo orgánico (P o)

Fósforo inorgánico disuelto (P d)

Nitrógeno total (N tot)

Nitrógeno orgánico (N o)

Nitrógeno inorgánico disuelto (N d)

Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA)

## RESUMEN.

En el presente trabajo se analizó la variación temporal y espacial de la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas en el periodo de enero a diciembre de 2015 en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, en Ciudad Universitaria CDMX. Se obtuvieron muestras mensuales de la columna de agua y mediante microscopia de epifluorescencia con tinción DAPI y con análisis de imagen se estimó la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas. En cada muestreo se midieron *in situ* la temperatura, pH, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, conductividad, profundidad de visibilidad del disco de Secchi, y en el laboratorio, clorofila “a”, fósforo y nitrógeno totales. Las medias de densidad encontradas en los lagos de la Cantera Oriente variaron en un orden de magnitud (de  $10^6$  a  $10^7$  bacterias  $\text{ml}^{-1}$ ) la mayor densidad ( $6.20 \times 10^7$  bac  $\text{ml}^{-1}$ ) se registró en el Lago Centro (LC) en octubre, mientras que en el Manantial (M) se observó la menor densidad ( $1.19 \times 10^6$  bac  $\text{ml}^{-1}$ ) en mayo. La biomasa registró en el LC los valores más altos con un intervalo de 208.0 a 1382.0  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , mientras que en M se presentaron los valores más bajos con un intervalo de 29.2 a 595.2  $\mu\text{g C l}^{-1}$ . En este trabajo se correlacionó significativamente la densidad y biomasa con las concentraciones de porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, clorofila “a” y fosforo, esto explica porque la densidad y biomasa bacteriana registraron los valores más altos en los cuerpos de agua más productivos (eutróficos). La composición bacteriana se representó principalmente por el morfotipo cocos (81%) a lo largo de todo el año. Los lagos de la Cantera se agruparon por su productividad, formando dos principales grupos, los eutróficos (lago Centro y lago Sur) y los mesotróficos (Vaso Regulador, Manantial y Norte). Por otra parte los cambios hidro-climáticos y las diferencias tróficas entre cada lago de la Cantera Oriente determinaron quizá que las bacterias planctónicas variaran tanto; a pesar de esto, en el mes de octubre, al final de la época de lluvias, la mayoría de los cuerpos de agua registraron su nivel más alto en densidad y biomasa bacteriana y los niveles más bajos se dieron en la temporada seca-fría. Las densidades bacterianas fueron similares los valores a otros lagos eutróficos.

## INTRODUCCIÓN.

La urbanización es un proceso de expansión en todo el mundo que produce cambios en la integridad de los ecosistemas naturales, en la calidad del aire, en el ciclo hidrológico y como consecuencia, en el clima. En la ciudad de México comenzó durante el siglo XX, y ha sido un largo y complejo proceso estrechamente vinculado al desmonte de la vegetación nativa y la desecación de las áreas con lagos (Martínez-Arroyo y Jáuregui, 2000).

Los lagos urbanos son un reflejo de la vida de las ciudades, son pequeños en extensión, poco profundos, artificiales, a menudo hipertróficos y se encuentran entre los más problemáticos cuando de manejar su estado ambiental se trata (Novoa *et al.*, 2006). Estos lagos tienden a recibir altas cargas de nitrógeno y fósforo haciéndose más eutróficos que los que no son urbanos, esto es debido a que los vertederos urbanos arrastran cargas de nitrógeno y fósforo más altas que las arrastradas por las lluvias en zonas rurales; otro problema es la interacción entre agua y aire ya que contribuye a las características locales de contaminación debido a que estos lagos son fuentes y sumideros de contaminantes que han sido almacenados ahí de manera natural o por la actividad del hombre, algunos de estos productos volátiles pueden llegar a la atmósfera por evaporación y contaminar otros lagos (Schueler y Simpson, 2003; Vlahos *et al.*, 1995).

La eutrofización es el proceso causado por el enriquecimiento de los cuerpos de agua con exceso de nitrógeno y fósforo procedente de zonas agrícolas, ganaderas o por descargas domésticas e industriales, lo que provoca un aumento en la producción de fitoplancton que eventualmente puede deteriorar el ambiente (Figueroa, 2004; Schnoor, 1995). En la actualidad, la eutrofización cultural, es decir, la provocada por los seres humanos, es la causa principal y afecta la estructura y funcionamiento de las comunidades acuáticas, incluyendo a los microorganismos (Cobelas y Jacobsen, 1992; Dolbeth *et al.*, 2003).

Los microorganismos procariontes son los principales mediadores y recicladores de nutrientes en el medio acuático a través de la asimilación del carbono orgánico



disuelto principalmente sintetizado por los productores primarios ya que entre el 20 y el 50 % del carbono fijado mediante fotosíntesis es movilizadado a través de microorganismos heterótrofos (Choi *et al.*, 2001; Valencia *et al.*, 2003). Una vez asimilado por las bacterias el carbono se convierte en carbono particulado y puede ser transferido por medio del consumo de los bacterívoros hacia los siguientes niveles tróficos (Thingstad, 2000).

Las bacterias planctónicas tienen entonces, un papel significativo como principal contribuyente en los procesos biogeoquímicos de los ambientes acuáticos, e intervienen en el reciclaje de los nutrientes mediante la degradación de la materia orgánica presente en el medio y garantizan la transferencia de energía hacia los otros niveles tróficos en el ecosistema (Loza *et al.*, 2009; Schauer *et al.*, 2003). Así mismo, durante el proceso de mineralización producen biomasa bacteriana la cual ejerce un efecto importante sobre el metabolismo y la función del ecosistema (Bratbak, 1985; Bacelar-Nicolau *et al.*, 2003).

El crecimiento y desarrollo de las bacterias planctónicas en los sistemas acuáticos depende de las condiciones ambientales, procesos bióticos y la disponibilidad de otros nutrientes. Estos factores pueden variar en escalas temporales y espaciales ya que tienen estrecha relación con los periodos de lluvia y sequía que afectan las condiciones físico-químicas (Callieri y Bertoni, 1999).

Es así que el estudio de las bacterias planctónicas requiere la medición y observación de diferentes parámetros en el contexto trófico. Algunos parámetros incluyen el número de bacterias presentes, la determinación de la cantidad de materia orgánica y la concentración de clorofila "a" (APHA *et al.*, 1995). En general, los trabajos publicados sobre bacterias planctónicas provienen de investigaciones en sistemas de latitudes altas o en lagos salinos y es poco lo que se conoce al respecto para lagos urbanos en México; y ya que la mayoría de lagos urbanos se caracterizan por presentar hipertrofia, esto hace que se consideren como un riesgo para la salud pública debido a que son utilizados como medios de esparcimiento por la sociedad (Schueler y Simpson, 2003).

Los lagos de la Cantera Oriente son un modelo óptimo para el estudio de la riqueza biológica pues forman entidades ecológicas bien delimitadas por el paisaje y presentan características particulares las cuales pueden ser el sustento en la dinámica de las bacterias (Santiago, 2016).

Por tal motivo se decidió realizar este estudio y conocer la variación de las bacterias planctónicas y tratar de establecer una relación con el correspondiente estado trófico de los lagos de la Cantera ubicados en la REPSA (Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel) dentro de la Ciudad Universitaria de la UNAM.

## **ANTECEDENTES.**

Los trabajos enfocados a la dinámica de las bacterias planctónicas en lagos urbanos mexicanos son muy pocos, la mayoría se enfocan a lagos hiposalinos y de alta montaña. Para los lagos urbanos, Sommaruga (1995) investigó la estructura de la comunidad del plancton y los flujos de carbono para las bacterias en el lago urbano hipertrófico Rodó, en Uruguay. Empleo treinta y seis muestreos desde el 21 de enero hasta el 28 de diciembre a intervalos de 5-15 días. Sus resultados mostraron que la producción bacteriana se incrementa con el aumento del estado trófico, y muestran una menor eficiencia de transferencia de energía a los niveles tróficos más altos en lagos hipertróficos debido a las interacciones involucradas.

En China McCarthy *et al*, (2007) describieron un lago subtropical, somero y eutrófico, el lago Taihu registró abundancias máximas de  $5 \times 10^7$  bacterias  $\text{ml}^{-1}$  en la parte del lago cercana al río donde  $> 67\%$  eran agregados o unidos a partículas.

Reyes (2004) estudió la variación de las bacterias planctónicas en dos lagos de alta montaña en el Nevado de Toluca, México. Encontró que el número de bacterias planctónicas fue menor a los reportados en otros lagos oligotróficos y que el morfotipo dominante fueron los bacilos.

Algunos autores como Posh *et al*, (2001) estudiaron la influencia en la variabilidad de recuentos directos de bacterias aplicando dos fluorocromos de uso frecuente en la determinación de la abundancia y tamaño de las bacterias planctónicas en el lago oligo mesotrófico Piburger, en Australia. Ellos concluyeron que es mejor el uso de fórmulas de conversión alométricas elaboradas específicamente para un colorante, y así obtener estimaciones de biomasa más cercanas a los valores medianos de las estimaciones de todos los factores de conversión investigados.

Con respecto a la Cantera Oriente solo se han realizado estudios sobre la diversidad biológica de algas, ciliados y otros protozoos, insectos, crustáceos, helmintos, peces, anfibios y reptiles (Lot, 2007).

## **JUSTIFICACIÓN.**

La mayoría de los lagos urbanos en nuestro país presentan hipertrofia y esta condición va en aumento debido a que no se les da la atención necesaria, y ya que son sitios de esparcimiento en la ciudad, estos lagos suelen ser un riesgo para la salud pública. Por tal motivo, es importante determinar la variación y biomasa de las bacterias planctónicas ya que son los principales mediadores y recicladores de nutrientes en el medio acuático; así se podrá relacionar e interpretar el ambiente trófico debido a que los lagos de la Cantera Oriente son un modelo óptimo para el estudio de la riqueza biológica pues a pesar de que están en la misma zona, tienen condiciones tróficas diferentes.

## **OBJETIVOS.**

GENERAL: Conocer la densidad y biomasa durante un ciclo anual de las bacterias planctónicas y realizar una comparación entre los cinco cuerpos de agua de la Cantera Oriente.

### **PARTICULARES:**

- Determinar la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente.
- Medir las variables asociadas al estado trófico, concentración de clorofila “a”, transparencia, fósforo y nitrógeno totales durante un ciclo anual.
- Conocer la relación entre la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas con los factores ambientales y tróficos de la Cantera Oriente.
- Determinar si hay diferencia o similitud entre los cinco cuerpos de agua de la Cantera Oriente.

## ÁREA DE ESTUDIO.

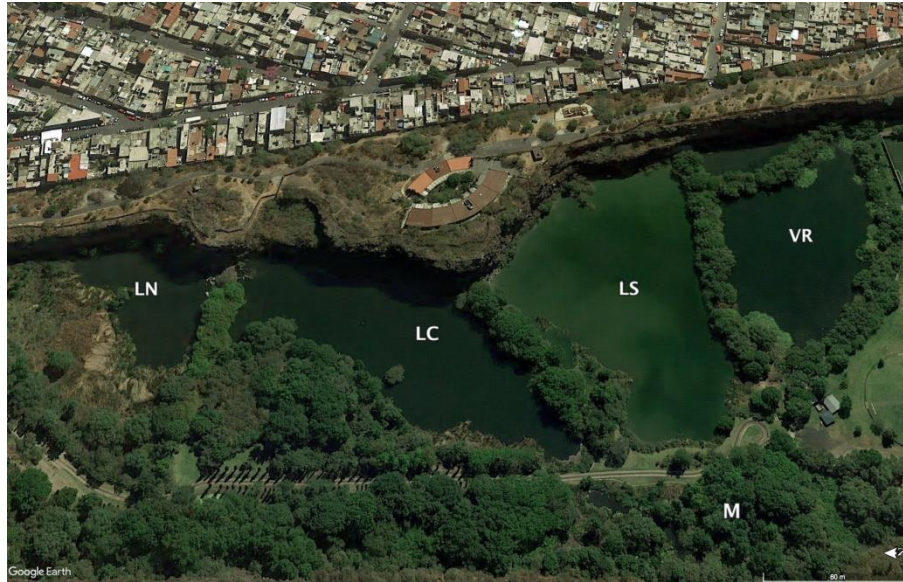


Figura 1. Fotografía satelital de la Cantera Oriente que muestra la disposición del Lago Norte (LN), Lago Centro (LC), Lago Sur (LS), Vaso Regulador (VR) y Manantial (M) Tomada de Google Earth, 2018.

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), se encuentra desde hace 25 años bajo la protección de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y, representa el último relicto de matorral xerófilo (palo loco) de la cuenca de México, una de las comunidades vegetales más característica y extendida dentro de la cuenca (Rzedowski, 1954).

Es una reserva natural de carácter urbano particularmente por su biodiversidad, geomorfología, su gran valor paisajístico, lo cual ha motivado un conocimiento ejemplar a través de las numerosas dependencias universitarias dedicadas a la investigación y divulgación científica. Una muestra de ello, son las más de 240 contribuciones del ecosistema del pedregal en terrenos de Ciudad Universitaria, de las cuales, aproximadamente la mitad corresponden a temas de tesis y, el otro

tanto a, artículos publicados en revistas científicas y en libros de divulgación (Lot y Camarena, 2009).

La Cantera Oriente forma parte del derrame lávico del volcán Xitle cuya fase eruptiva se desprende de la sierra de Chichinautzin al originarse hace unos 2000 años. Esta corresponde a la zona de amortiguamiento A3 de la REPSA, por lo que su uso está restringido para reducir el efecto de los disturbios antropogénicos sobre las zonas núcleo de la reserva, cuyos límites externos se reconocen desde Cuicuilco-Estadio Azteca-Copilco y Chimalistac (Lot, 2007).

Dentro de la Cantera Oriente se encuentran cinco cuerpos de agua los cuales se nombraron lago norte, lago centro, lago sur, vaso regulador y manantial (**Fig. 1**) que suman una superficie total de 11,906.45 m<sup>2</sup>, que representa el 14.36 % de la zona de conservación ecológica del sitio (Lot, 2007).

Los cuerpos de agua de la Cantera Oriente ofrecen la oportunidad de estudiar condiciones ambientales acuáticas muy poco frecuentes en el Valle de México ya que presenta manantiales y lagos con gradientes tróficos que van de la mesotrofia a la eutrofia (Santiago, 2016; Lugo *et al.*, 2017).

## **METODOLOGÍA.**

### **Trabajo de campo.**

De enero a diciembre del 2015, se realizaron muestreos mensuales en los cinco cuerpos de agua de la Cantera Oriente; Lago Norte (LN), Lago Centro (LC), Lago Sur (LS), Vaso regulador (VR) y Manantial (M). Con base en un muestreo prospectivo se encontró que los cinco cuerpos de agua son horizontalmente homogéneos, por lo cual se estableció una estación central de muestreo en cada uno de ellos. En cada uno de los cuerpos de agua se tomaron muestras integradas (del fondo hasta la superficie) de la columna de agua con un tubo de

acrílico de 1.8 metros de largo por 26 mm de diámetro, las muestras se fijaron con formol al 2% y se colocaron en tubos esterilizados de 15 ml (Lugo *et al.* 2017).

En cada uno de los muestreos se midieron *in situ* las siguientes variables ambientales: temperatura (°C), pH (unidades de pH) con un potenciómetro marca Conductronic modelo pH 10, oxígeno disuelto ( $\text{mg l}^{-1}$ ) y conductividad específica a 25 °C ( $K_{25} \mu\text{S cm}^{-1}$ ), mediante un equipo multi sensor YSI modelo 85; y la profundidad de visibilidad del disco de Secchi en centímetros (DS) con un disco de Secchi de 20 cm de diámetro.

Para las variables tróficas se tomaron 500 ml de muestra y se colocaron en botellas de plástico previamente lavadas con detergente libre de fosfatos al 2% y enjuagadas con agua desionizada. En campo se filtraron volúmenes de entre 2 y 40 ml a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F; los filtros secos y en refrigeración se llevaron al laboratorio para la determinación de la concentración de clorofila “a”.

### **Recuento de bacterias totales y biomasa bacteriana**

El recuento de bacterias totales y su identificación por morfotipos se realizó con la técnica de fluorescencia con 4`6-diamino-2-fenilindol (DAPI) (Porter y Feig, 1980).

Las bacterias en las muestras fueron concentradas mediante filtración con un equipo para filtración marca Millipore de 13 mm de diámetro conectado a un sistema de vacío a una presión de entre 0.3 y 0.5 atms, y se emplearon membranas de policarbonato (Poretics) de 0.22  $\mu\text{m}$  de apertura de poro teñidas con una solución saturada de Negro clorazol (Sigma) como fondo de contraste (Reyes, 2004). A 2 ml de la muestra final se le agregaron 50  $\mu\text{l}$  de DAPI, (concentración final de 0.05  $\mu\text{g ml}^{-1}$ ) se le dejó reaccionar cuando menos por 5 minutos; una vez transcurrido este tiempo se finalizó el filtrado y se procedió a montar la membrana sobre una gota de aceite de inmersión en un portaobjetos, otra gota encima de la membrana y para finalizar, se colocó un cubreobjetos para

esparcir el aceite por toda la membrana y evitar su desecación (Porter y Feig, 1980, Reyes 2004).

Las observaciones se llevaron a cabo con un Fotomicroscopio III Zeiss con iluminación vertical ultravioleta para epifluorescencia, filtros G 365, FT 395 y LP 420, campo plano y objetivo de 100X para aceite de inmersión, oculares de 10X y optovar de 1.25X, que permite un total de 1250 aumentos. Por muestra se contaron 400 bacterias con lo cual se logró un intervalo de confianza para la media de  $\pm 10 \%$  (Wetzel y Likens, 2001) haciendo distinción entre los diferentes morfotipos bacterianos de cocos y bacilos.

El cálculo de la densidad de bacterias planctónicas se realizó utilizando el micrómetro cuadrado o reglilla de Whipple marca Zeiss. El área de la reglilla de 36 cuadros es de  $6084 \mu\text{m}^2$ , cada cuadro (de los 36), equivale a  $169 \mu\text{m}^2$  y ya que se establecieron 6 cuadros para cada campo de conteo, son  $\rightarrow 6 \times 169 \dots 1014 \mu\text{m}^2$  por campo. Para el cálculo de la densidad por  $\text{ml}^{-1}$  se utilizó la siguiente fórmula:

$$x = \frac{B (Af)/Ac}{V_m}$$

Dónde:

X= número de bacterias /ml.

B= número de bacterias por campo.

Af= área filtrable ( $70 \times 10^6 \mu\text{m}^2$ ).

Ac= área del cuadrante en  $\mu\text{m}^2$ .

V<sub>m</sub>= volumen de la muestra filtrada en ml.

Para calcular la biomasa bacteriana se utilizó el biovolumen celular para lo cual se fotografiaron digitalmente campos del microscopio obteniendo como mínimo 20 mediciones por morfotipos bacterianos de cada preparación (largo y ancho en bacilos y diámetro en cocos). Las mediciones se realizaron con la ayuda de un



sistema de análisis de imagen asistido por ordenador con el programa ZEN de Zeiss y un Microscopio Axio Scope A1 de la misma marca. El volumen bacteriano fue estimado midiendo 20 células y calculando el volumen celular promedio. Las fórmulas empleadas para el cálculo de la biomasa de los cocos fueron las propuestas por Fry en 1990 y para la biomasa de bacilos en  $\mu\text{g C l}^{-1}$  fue obtenida al multiplicar el número de bacterias  $\text{l}^{-1}$  por la concentración de carbono celular "CC". El "CC" en femtogramos (fg)  $\text{C cell}^{-1}$  fue obtenido al multiplicar 218 por el biovolumen elevado a un factor de 0.86 (Loferer Krößbacher *et al.*, 1998 en Posch *et al.*, 2001).

Tabla 1. Fórmulas para el cálculo del biovolumen por morfotipo bacteriano.

Morfotipo	Volumen	
Cocos	$E_a = D_f (0.97)$ $v = \pi \frac{E_a^3}{6}$	Fry, 1990
Bacilos	$V = \left( \frac{W^3}{6} \times \pi \right) + (L - W) \times \left( \frac{W^2}{4} \times \pi \right)$	Posch <i>et al.</i> , 1997

Dónde:

$E_a$ = eje mayor

$D_f$ = diámetro de Feret

$V$ = volumen bacteriano en  $\mu\text{m}^3$ .

$L$ = dimensión o longitud máxima de Feret en  $\mu\text{m}$ .

$W$ = dimensión de ancho  $\mu\text{m}$ .

La biomasa bacteriana en  $\mu\text{g C l}^{-1}$  fue obtenida al multiplicar el número de bacterias  $\text{l}^{-1}$  por la concentración de carbono celular (CC). El CC en femtogramos (fg)  $\text{C cell}^{-1}$  fue obtenido al multiplicar 218 por el biovolumen elevado a un factor de 0.86 (Loferer Krößbacher *et al.*, 1998 en Posch *et al.*, 2001).

- La biomasa bacteriana total ( $\mu\text{g C l}^{-1}$ ) = ( $\text{Bac l}^{-1}$ ) (CC)

- Contenido de carbono por Bacteria CC ( $\text{fg C cell}^{-1}$ ) =  $218 \times V^{0.86}$

### **Trabajo de laboratorio.**

Las variables asociadas al estado trófico fueron: clorofila “a” (Cla), Fósforo total (P tot) y Nitrógeno total (N tot).

La clorofila “a” fue determinada por el método de extracción en frío (4°C) con acetona al 90% y mediante el uso de un fluorómetro marca Turner Designs modelo 10-AU (Arar y Collis, 1997).

Para la determinación de fósforo total y nitrógeno total, se realizó una digestión química de la materia orgánica presente con persulfato de potasio en condiciones básicas (Valderrama, 1981). Las muestras fueron digeridas en autoclave durante 30 minutos a 115 °C. Una vez que las muestras alcanzaron la temperatura ambiente se procedió al análisis del nitrógeno total y el fósforo total; el primero se determinó en forma de N-NO<sub>3</sub> y el fósforo en forma de P-PO<sub>4</sub>, con los métodos espectrofotométricos de reducción de cadmio (Nitriver 5) y ácido ascórbico (Phosver 3) utilizando un laboratorio portátil de calidad de agua marca HACH modelo DREL/2000.

### **Análisis estadístico.**

A los datos se les realizó un análisis de ANOVA de un factor y una prueba post hoc de Tukey para saber si había diferencias significativas entre los cinco lagos de la Cantera Oriente. También se realizó un análisis de correlación (Coeficiente de correlación producto-momento de Pearson) (Daniel, 2002) para determinar qué factores ambientales se pueden asociar directamente a la variación de los datos de densidad y biomasa bacteriana con el programa SPSS (versión 18) (Elliot, 1983; Sokal y Rohlf, 1999).

Posteriormente se realizó un análisis de redundancia sobre la varianza estadística de las densidades y biomasa bacteriana con respecto a los factores ambientales y tróficos con el programa Canoco 4.5 para Windows 4.5 (Oksanen *et al.*, 2010).

## RESULTADOS.

### Variación temporal de la densidad bacteriana.

La variación temporal bacteriana en la Cantera Oriente tuvo densidades diferentes para cada cuerpo de agua, sin embargo, coinciden en el mes en el que la densidad registró los valores máximos para cada cuerpo de agua (octubre) así como en la temporada fría-seca se registraron las densidades mínimas (noviembre y diciembre) (**Fig. 2**).

Con respecto a cada morfotipo, el más abundante en los cuerpos de agua fueron los cocos 81% y los bacilos solo representaron el 19% del total de la estructura bacteriana.

En el LN en los tres primeros muestreos el número de cocos fue en aumento y posteriormente se disminuye en la transición de la temporada fría a cálida, registrando  $2.00 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  en marzo, al finalizar la temporada fría los cocos tuvieron una densidad de  $6.13 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  en mayo. A partir de la temporada de lluvias (junio) las bacterias comenzaron a incrementar, obteniendo su punto máximo en octubre  $3.36 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ; al iniciar la temporada fría la densidad descendió hasta sus niveles mínimos,  $1.34 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  en noviembre (**Fig. 2 "a"**). La variación de los bacilos fue similar a la de los cocos, en la temporada de transición de fría a cálida aumentó la densidad. A partir de la temporada de lluvias la densidad incrementó hasta el mes de octubre, donde se registró  $4.56 \times 10^6$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ , siendo esta la mayor densidad. Al mes siguiente la densidad presentó un decremento considerable ya que fue el nivel más bajo registrado en el lago ( $6.78 \times 10^5$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$  en noviembre).

En el periodo de enero a junio en el LC se presentó un decremento en los cocos llegando a registrar hasta  $9.04 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  en junio. A partir de la temporada de lluvias la densidad de los cocos aumentó hasta octubre, donde se obtuvo la mayor densidad de este lago ( $4.66 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ), posteriormente en el mes de noviembre las densidades decayeron hasta su nivel más bajo ( $3.15 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ).

<sup>1</sup>). En cuanto a los bacilos, de enero a junio las densidades disminuyeron gradualmente, en este último mes las densidades de bacilos fueron las mínimas obtenidas en este lago  $1.32 \times 10^6$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ . El punto máximo de densidad de los bacilos se presentó en el mes de octubre ( $1.54 \times 10^7$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) (**Fig. 2 “b”**).

El LS presentó una variación temporal muy dinámica, de febrero a mayo la densidad aumentó y posteriormente se registran decrementos. A pesar de lo dinámico que es este lago, al igual que el resto de los cuerpos de agua, en octubre se obtuvieron los valores máximos,  $5.32 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  y en noviembre los mínimos  $2.19 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ . A pesar de que los bacilos presentaron una dinámica muy parecida a la de los cocos, su valor máximo de densidad se dio en enero ( $1.10 \times 10^7$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) y en marzo su mínimo ( $5.70 \times 10^5$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) (**Fig. 2 “c”**).

La dinámica de los cocos en el VR fue muy variada, en la temporada fría las densidades fueron las mínimas registradas ( $1.59 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$  en enero) y a partir de la temporada de lluvias comenzó a aumentar la densidad hasta el mes de octubre, donde se obtuvieron las densidades máximas de este lago ( $3.02 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ). Los bacilos presentaron una dinámica parecida en cuanto a los momentos en los que los cocos descendían o aumentaban, aunque la densidad mínima de los bacilos se presentó en noviembre ( $2.20 \times 10^5$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) y su máximo en octubre ( $1.55 \times 10^7$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) (**Fig. 2 “d”**).

La densidad de los cocos en el M fue descendente de enero a mayo, siendo este último mes el que menor densidad de cocos presentó ( $1.10 \times 10^6$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ), a partir de la temporada de lluvias las densidades aumentaron y en octubre se obtuvieron los valores más altos de cocos ( $2.03 \times 10^7$  cocos  $\text{ml}^{-1}$ ). Los bacilos presentan disminución en la densidad de la temporada fría a la cálida y de la lluviosa a la fría un ligero aumento. Los bacilos registraron los valores máximos en octubre ( $5.08 \times 10^6$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) y los valores mínimos en diciembre ( $7.40 \times 10^4$  bacilos  $\text{ml}^{-1}$ ) (**Fig. 2 “d”**).

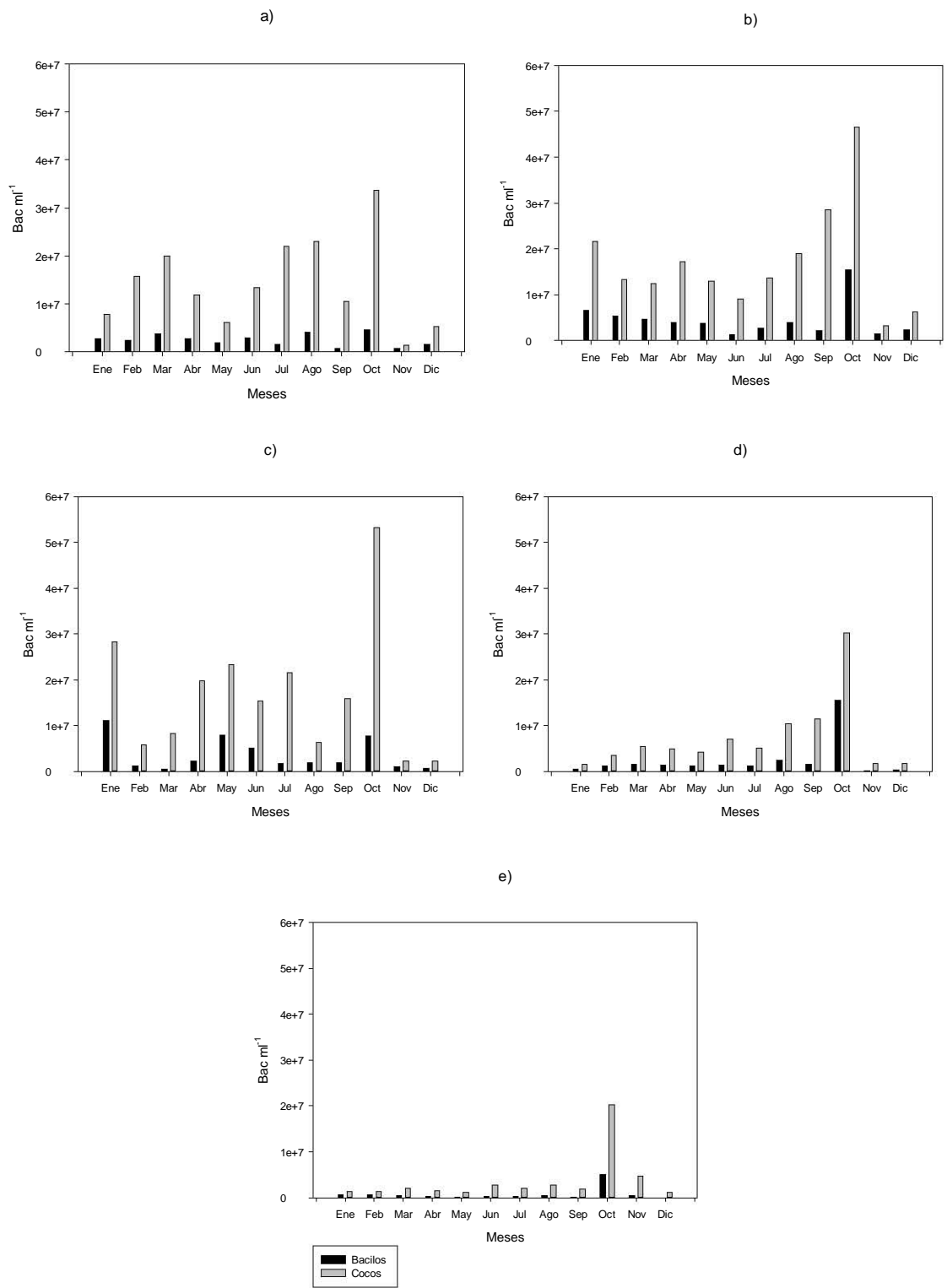


Figura 2. Variación temporal de la densidad de las bacterias planctónicas por morfotipo en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente. a) Norte, b) Centro, c) Sur, d) Vaso Regulador y e) Manantial.

### Variación temporal de la biomasa bacteriana.

Al igual que la variación temporal de la densidad, la variación de la biomasa bacteriana fue diferente para cada cuerpo de agua de la Cantera Oriente. Como se esperaba, en la mayoría de los casos la biomasa bacteriana fue mayor en el mismo mes en el que la densidad lo fue (octubre), y en la temporada fría-seca de noviembre a enero se registraron los valores mínimos (**Fig. 3**).

El morfotipo con mayor biomasa en los cuerpos de agua fue los cocos, estos representan el 78%, y los bacilos representan el 22% de la biomasa bacteriana presente en la Cantera Oriente.

En el LN la biomasa de los cocos incrementó a inicios de la temporada cálida-seca, aunque al final de la misma temporada la densidad decreció considerablemente; al comenzar la temporada de lluvias la biomasa de los cocos aumentó, y posteriormente a finales de esta temporada los cocos redujeron su biomasa de la misma forma que en la temporada anterior. El mes en el que los valores máximos se registraron fue a inicios de la temporada fría ( $721 \mu\text{g C l}^{-1}$  en octubre), y los mínimos en esa misma temporada ( $85 \mu\text{g C l}^{-1}$  en noviembre). Los bacilos presentaron una dinámica parecida a los cocos, con la diferencia en que su valor máximo se dio a principios de la temporada de lluvias ( $199 \mu\text{g C l}^{-1}$  en junio) y el mínimo a finales de la misma época ( $31 \mu\text{g C l}^{-1}$  en septiembre) (**Fig. 3 “a”**).

En el LC el decremento en la biomasa de los cocos se dio a inicio de la temporada de lluvias y posteriormente incrementó hasta llegar a su punto máximo de biomasa en el mes de octubre ( $930 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), posteriormente se observó una disminución ( $149 \mu\text{g C l}^{-1}$  en noviembre) siendo este último el valor mínimo registrado. Los bacilos registraron su nivel más alto en el mes de octubre ( $452 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), y su nivel mínimo de biomasa lo presentaron en noviembre ( $59 \mu\text{g C l}^{-1}$ ). La variación temporal de la biomasa en la temporada cálida-seca de los cocos en el LC no fue muy variable en comparación con el LN, LC y LS (**Fig. 3 “b”**).

La biomasa de los cocos en el LS presentó una tendencia a crecer de febrero a julio, posteriormente descendió considerablemente en agosto y volvió a aumentar en el mes de octubre ( $786 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), donde se dio el valor máximo, posteriormente disminuyeron hasta sus niveles mínimos en el mes de diciembre ( $105 \mu\text{g C l}^{-1}$ ). Los bacilos en este lago no siguieron totalmente la dinámica de los cocos, su punto máximo de biomasa lo registraron en mayo ( $222 \mu\text{g C l}^{-1}$ ) y su mínimo en marzo ( $19.5 \mu\text{g C l}^{-1}$ ) (**Fig. 3 “c”**).

El VR presenta un patrón variable, pero con una tendencia a aumentar de la temporada cálida-seca a la cálida-lluviosa, llegando a su nivel más alto de biomasa en cocos el mes de octubre ( $467 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), el nivel mínimo se presentó en enero con  $34 \mu\text{g C l}^{-1}$ . Los bacilos también registraron sus niveles máximos en el mes de octubre ( $384 \mu\text{g C l}^{-1}$ ) y sus mínimos en noviembre ( $6.5 \mu\text{g C l}^{-1}$ ) (**Fig. 3 “d”**).

El comportamiento de los cocos en el manantial se observa una ligera tendencia a aumentar del mes de enero al mes de agosto, un mes después disminuye, pero en octubre se da el registro más alto de la biomasa en cocos ( $463 \mu\text{g C l}^{-1}$ ), el valor mínimo obtenido en la biomasa de los cocos se dio en febrero ( $17 \mu\text{g C l}^{-1}$ ). Los bacilos presentaron su nivel máximo de biomasa en el mismo mes que los cocos ( $132 \mu\text{g C l}^{-1}$  en octubre), aunque su nivel mínimo se observó en abril con  $9 \mu\text{g C l}^{-1}$  (**Fig. 3 “e”**).

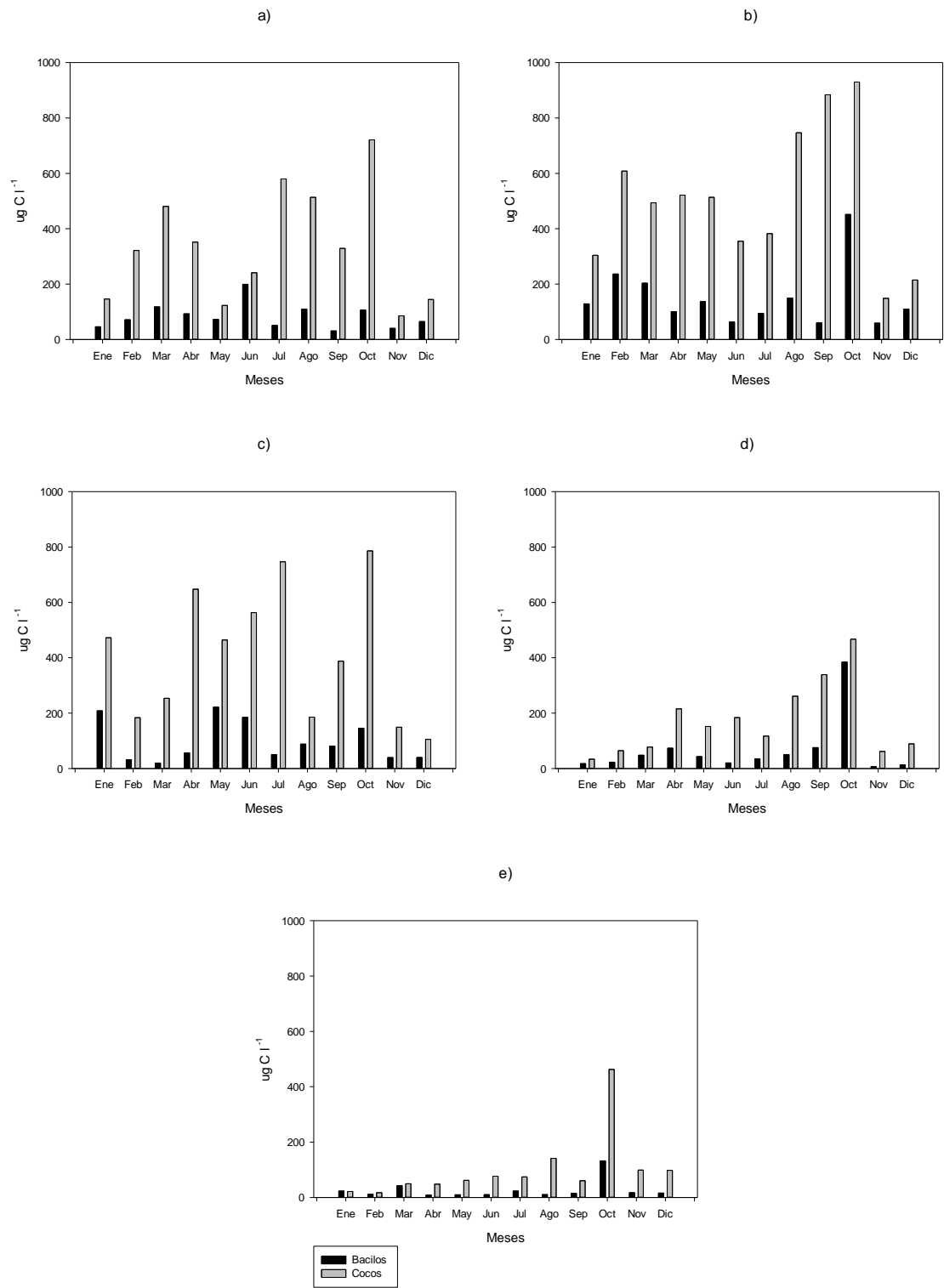


Figura 3. Variación temporal de la biomasa de las bacterias planctónicas por morfotipo en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente. a) Norte, b) Centro, c) Sur, d) Vaso Regulador y e) Manantial.



### Densidad bacteriana entre lagos.

La densidad de las bacterias planctónicas fue diferente para cada cuerpo de agua, como se puede ver en la figura 4 “a”, El M presentó los valores mínimos con una media ( $\bar{x}$ ) de  $4.30 \times 10^6$  bac ml<sup>-1</sup> y un intervalo de  $1.19 \times 10^6$  a  $2.53 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>, seguido del VR ( $\bar{x} = 9.67 \times 10^6$  con intervalo de  $1.98 \times 10^6$  a  $4.57 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>), el LN ( $\bar{x} = 1.67 \times 10^7$  con intervalo de  $2.02 \times 10^6$  a  $3.82 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>), el LS ( $\bar{x} = 2.04 \times 10^7$ , con intervalo de  $2.99 \times 10^6$  a  $6.09 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>); mientras que el LC mostró los valores más altos de bacterias con una media de  $2.14 \times 10^7$  y un intervalo de  $4.64 \times 10^6$  a  $6.20 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>.

La media de la densidad de cocos en los LC y LS son similares y fueron las más altas reportadas ( $1.70 \times 10^7$  y  $1.69 \times 10^7$  cocos ml<sup>-1</sup> respectivamente), aunque el LS presentó un valor máximo de  $5.32 \times 10^7$  cocos ml<sup>-1</sup> en octubre, el LC fue más estable y registró densidades mayores a lo largo del año. Seguidos por el LN, el cual obtuvo una media de  $1.42 \times 10^7$  cocos ml<sup>-1</sup> y un intervalo de  $1.34 \times 10^6$  a  $3.36 \times 10^7$ , el VR ( $\bar{x} = 7.30 \times 10^6$  con intervalo de  $1.59 \times 10^6$  a  $3.02 \times 10^7$  cocos ml<sup>-1</sup>), y el M ( $\bar{x} = 3.57 \times 10^6$  con intervalo de  $1.10 \times 10^6$  a  $2.03 \times 10^7$  cocos ml<sup>-1</sup>) (**Fig. 4**), este último cuerpo de agua fue el que obtuvo los valores mínimos de densidad en el año de muestreo.

Para el caso de los bacilos (**Fig. 4**), las medias de los lagos fueron más variables, los lagos con mayor cantidad de bacilos fueron el LC y LS, siendo el LC el que obtuvo el punto máximo y la media más alta ( $\bar{x} = 4.45 \times 10^6$  e intervalo de  $1.32 \times 10^6$  a  $1.54 \times 10^7$  bacilos ml<sup>-1</sup>), seguido del LS ( $\bar{x} = 3.57 \times 10^6$  e intervalo de  $5.70 \times 10^5$  a  $1.10 \times 10^7$  bacilos ml<sup>-1</sup>), el LN ( $\bar{x} = 2.46 \times 10^6$  e intervalo de  $6.78 \times 10^5$  a  $4.56 \times 10^6$  bacilos ml<sup>-1</sup>), VR ( $\bar{x} = 2.36 \times 10^6$  e intervalo de  $2.20 \times 10^5$  a  $1.55 \times 10^7$  bacilos ml<sup>-1</sup>), este último lago registró un dato extremo en el mes de octubre similar al punto máximo registrado en el LC. Por último, el M siempre presentó la menor densidad de bacilos ( $\bar{x} = 7.35 \times 10^5$  e intervalo de  $7.40 \times 10^4$  a  $5.08 \times 10^6$  bacilos ml<sup>-1</sup>).

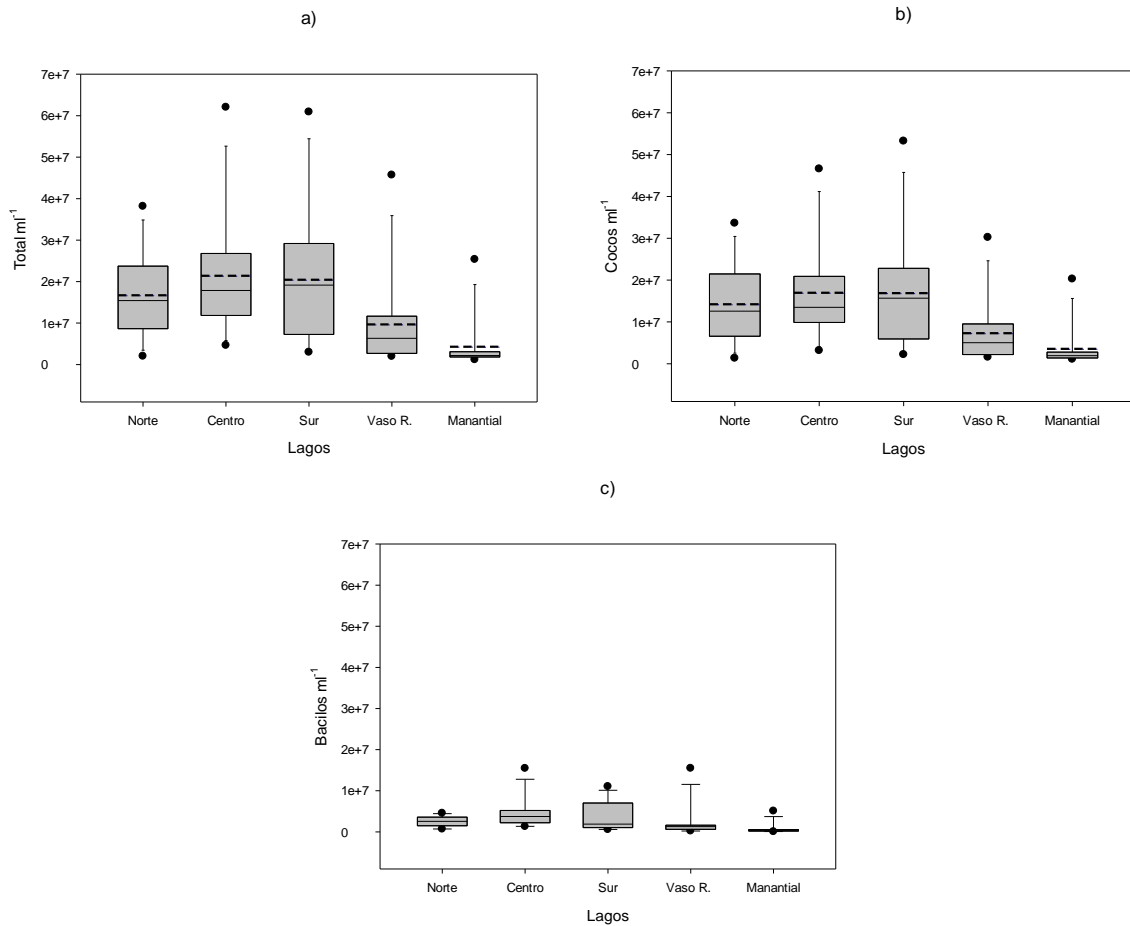


Figura 4. Diagramas de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación de la densidad de las bacterias a) Totales, b) Cocos y c) Bacilos a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos de la Cantera Oriente. El símbolo • representa datos extremos obtenidos, la línea punteada es el promedio y la línea media continua es la mediana.

El M presentó diferencias significativas en cuanto a menor cantidad de bacterias planctónicas con el LN, el LC y el LS [ $F_{(12,59)}= 10.4$ ,  $p=0.001$ ] pero no con el VR. El LC presentó significativamente mayor cantidad de bacterias planctónicas que el VR [ $F_{(12,59)}= 10.4$ ,  $p=0.029$ ] y M [ $F_{(12,59)}= 10.4$ ,  $p=0.001$ ].

En cuanto a los morfotipos, el M presentó diferencias significativas en menor densidad de cocos con respecto a los cuerpos de agua LN, LC y LS [ $F_{(12,59)}= 9.50$ ,

p=0.001]. El VR registró significativamente menor densidad de cocos que el LC [ $F_{(12,59)}= 9.50$ ,  $p=0.040$ ] y el LC registró significativamente mayor densidad que el VR [ $F_{(12,59)}= 9.50$ ,  $p=0.040$ ] y M [ $F_{(12,59)}= 9.50$ ,  $p=0.001$ ]. En cuanto a los bacilos, el M registró significativamente menor densidad con respecto a los otros cuerpos de agua que al LN, LC, LS [ $F_{(12,59)}= 11.06$ ,  $p=0.001$ ] y VR [ $F_{(12,59)}= 11.06$ ,  $p=0.020$ ]. El LC registró significativamente mayor densidad que el VR [ $F_{(12,59)}= 11.06$ ,  $p=0.041$ ] y M [ $F_{(12,59)}= 11.06$ ,  $p=0.001$ ].

### **Biomasa bacteriana entre lagos.**

La variación de la biomasa de las bacterias planctónicas obtenida a lo largo del año de muestreo fue variable para los cinco lagos. En el M se presentaron los valores más bajos con un intervalo de 29.2 a 595.2  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , seguido del VR (51.3 a 851.5  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), el LN (125.7 a 827  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), LS (145.4 a 931.6  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ); mientras que el LC mostró los valores más altos de biomasa con una media de 657.9  $\mu\text{g C l}^{-1}$  y un intervalo de 207.6 a 1381.6  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (**Fig. 5 “a”**).

En cuanto a los morfotipos, el lago con la mayor biomasa de cocos fue el LC con una media de 508.5  $\mu\text{g C l}^{-1}$  y con un intervalo de 148.6 a 930  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , seguido del LS ( $\bar{x}= 412.2$  e intervalo de 105.4 a 786.2  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), LN ( $\bar{x}= 336.4$  e intervalo de 85.3 a 721.0  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), VR ( $\bar{x}= 171.9$  e intervalo de 33.8 a 467.2  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ) y el M fue el que registró la menor biomasa de los cinco con una media de 101.0 y un intervalo de 17.3 a 462.9  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (**Fig. 5 “b”**).

Para el caso de los bacilos, el lago con la mayor biomasa fue el LC, con una media de 149.4 y un intervalo de 59.1 a 451.6  $\mu\text{g C l}^{-1}$ , seguido del LS ( $\bar{x}= 97.2$  y un intervalo de 19.4 a 221.7  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), el LN ( $\bar{x}= 83.5$  y un intervalo de 31 a 199.1  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ), el VR ( $\bar{x}= 65.8$  con un intervalo de 6.5 a 384.3  $\mu\text{g C l}^{-1}$ ) y el lago con menor cantidad de biomasa registrada fue el M con una media de 26.8 y un intervalo de 9.0 a 132.2  $\mu\text{g C l}^{-1}$  (**Fig. 5 “c”**).

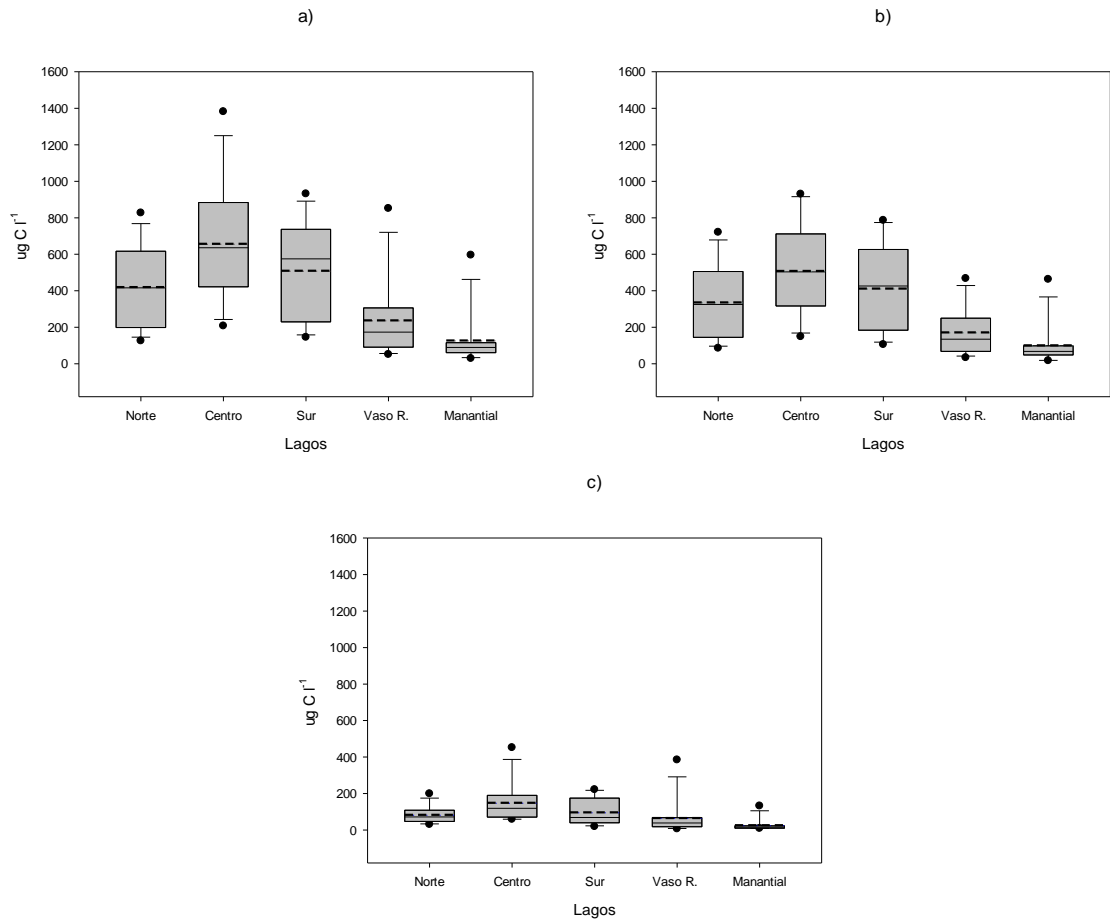


Figura 5. Diagramas de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación de la biomasa de las bacterias a) Totales, b) Cocos y c) Bacilos a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos de la Cantera Oriente. El símbolo • representa datos extremos obtenidos, la línea punteada es el promedio y la línea media continua es la mediana.

El M presentó diferencias significativas en menor biomasa con el LN, LC y LS [ $F_{(12,59)}= 14.98, p=0.001$ ]. En donde el Centro registró significativamente mayor biomasa que el VR y el M [ $F_{(12,59)}= 11.06, p=0.000$ ].

En cuanto a los morfotipos, el M presentó diferencias significativas en menor biomasa de cocos con respecto a LN, LC y LS [ $F_{(12,59)}= 13.60, p=0.001$ ]; el LC presentó significativamente mayor biomasa que el VR y el M [ $F_{(12,59)}= 13.60,$

p=0.001]. En cuanto a los bacilos, también el M presentó significativamente menor biomasa que LN, LC y LS el [ $F_{(12,59)}= 10.99$ ,  $p=0.001$ ]; y el LC también presentó significativamente mayor biomasa que el VR [ $F_{(12,59)}= 10.99$ ,  $p=0.002$ ] y M [ $F_{(12,59)}= 10.99$ ,  $p=0.001$ ].

### VARIABLES AMBIENTALES.

Tabla 2. Rango, Promedio ( $\bar{x}$ ) y desviación estándar (s) anual de Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), Conductividad específica a  $25^{\circ}\text{C}$  o  $K_{25}$  ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), Porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (%OD) y Potencial de Hidrogeno (pH) de los cinco cuerpos de agua de la Cantera Oriente.

VARIABLE		Norte	Centro	Sur	Vaso R.	Manantial
$^{\circ}\text{C}$	$\bar{x} \pm s$	$16.4 \pm 1.6$	$17.5 \pm 1.8$	$18.7 \pm 1.8$	$17.7 \pm 1.0$	$17.1 \pm 0.5$
	Rango	13.5 - 18.5	14.8 - 19.8	16.4 - 21	16.3 - 19.5	16 - 17.8
$K_{25}$	$\bar{x} \pm s$	$437 \pm 35$	$426 \pm 30$	$406 \pm 13$	$418 \pm 17$	$445 \pm 33$
	Rango	377 - 480	381 - 472	382 - 423	390 - 452	396 - 491
%OD	$\bar{x} \pm s$	$143 \pm 48$	$195 \pm 46$	$216 \pm 35$	$158 \pm 37$	$89 \pm 16.5$
	Rango	75 - 223	102 - 267	130 - 260	97 - 237	66 - 128
pH	$\bar{x} \pm s$	$7.7 \pm 0.5$	$9.0 \pm 0.3$	$9.2 \pm 0.4$	$7.8 \pm 0.4$	$7.3 \pm 0.3$
	Rango	6.8 - 8.3	8.7 - 9.7	8.1 - 9.6	6.9 - 8.4	6.9 - 8.1

Los parámetros ambientales de los lagos de la Cantera Oriente durante el año 2015 registraron que la media de temperatura más alta fue de  $18.7^{\circ}\text{C}$  en LS, al contrario del LN que registró la media más baja,  $16.4^{\circ}\text{C}$ . La mayor media anual de la conductividad a lo largo del muestreo se registró en M, con  $445 \mu\text{S cm}^{-1}$ , y el LS registró la menor media de  $K_{25}$  con  $406 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Con respecto a la media del %OD, el lago que registró la mayor saturación fue el LS con 215.7 %, y el lago con

la menor media registrada fue el M con 89.2 % OD. Finalmente, con respecto al pH, la media anual más alta registrada fue en el LS con 9.2 unidades de pH y el que registró la menor media anual fue el M con 7.3 unidades de pH.

La temperatura en el LN fue significativamente menor a la del LS [ $F_{(12,59)}= 3.72$ ,  $p=0.004$ ].

Con respecto a la  $K_{25}$ , los valores en el LS resultaron significativamente diferentes a los del M [ $F_{(12,59)}= 3.24$ ,  $p=0.015$ ].

El M registró diferencias significativas con menor %OD que el LN [ $F_{(12,59)}= 21.09$ ,  $p=0.002$ ], LC, LS y VR [ $F_{(12,59)}= 21.09$ ,  $p=0.001$ ]; El LS registró significativamente mayor %OD que el LN [ $F_{(12,59)}= 21.09$ ,  $p=0.001$ ], VR. [ $F_{(12,59)}= 21.09$ ,  $p=0.029$ ] y M [ $F_{(12,59)}= 21.09$ ,  $p=0.001$ ].

En cuanto al pH, el M registró diferencias significativas con menor concentración que LC, LS [ $F_{(12,59)}= 52.01$ ,  $p=0.001$ ] y VR [ $F_{(12,59)}= 52.01$ ,  $p=0.027$ ]. LC y LS registraron diferencias significativas con mayor pH que los LN, VR. y M [ $F_{(12,59)}= 52.01$ ,  $p=0.001$ ].

## VARIABLES ASOCIADAS AL ESTADO TRÓFICO.

### Disco de Secchi (DS).

La profundidad de visibilidad registrada en los cinco cuerpos de agua de la Cantera Oriente mostró que el LN registró un intervalo de 45 a 110 cm, el LC de 35 a 60 cm, el LS de 15 a 55 cm, siendo este el lago con la menor transparencia registrada, el VR de 100 a 130 cm, el cual registró la mayor profundidad de visibilidad; y el M de 50 a 100 cm (**Fig. 6**).

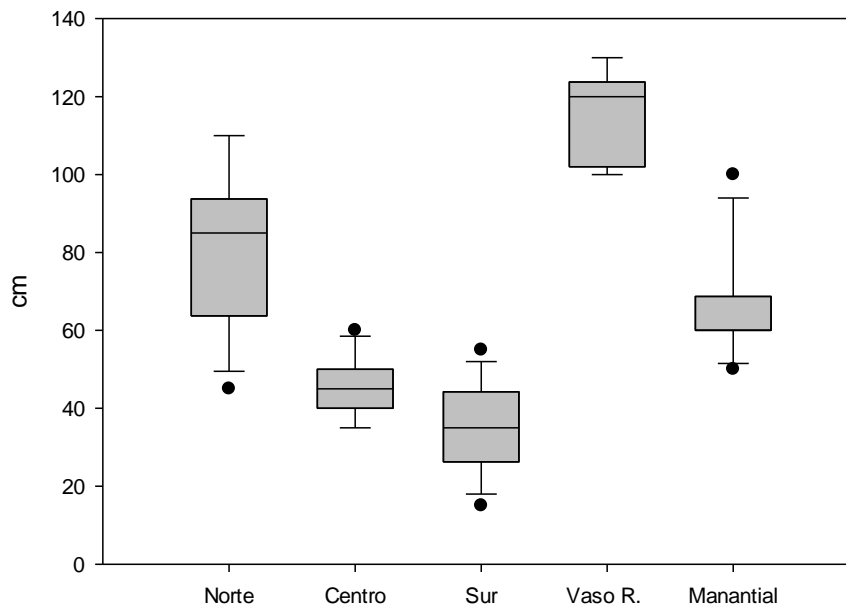


Figura 6. Diagrama de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación de la profundidad de visibilidad del disco de Secchi a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos la Cantera Oriente. El símbolo • representa datos extremos obtenidos.

El LN registró diferencias significativas de mayor profundidad de visibilidad que el LS [ $F_{(12,59)} = 2.50$ ,  $p = 0.043$ ].

### Concentración de clorofila “a” (C<sub>la</sub>).

La concentración de C<sub>la</sub> en el LS (rango de 57.7 a 467.7  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) obtuvo el valor máximo de concentración, a pesar de eso, LC (rango de 73.6 a 273.7  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), fue el que presentó los valores y la mediana más alta. El LN registró intervalos de 12.8 a 114.6  $\mu\text{g l}^{-1}$  y finalmente, el M (2 a 36.1  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) el cual fue el cuerpo de agua con menor concentración registrada (**Fig. 7**).

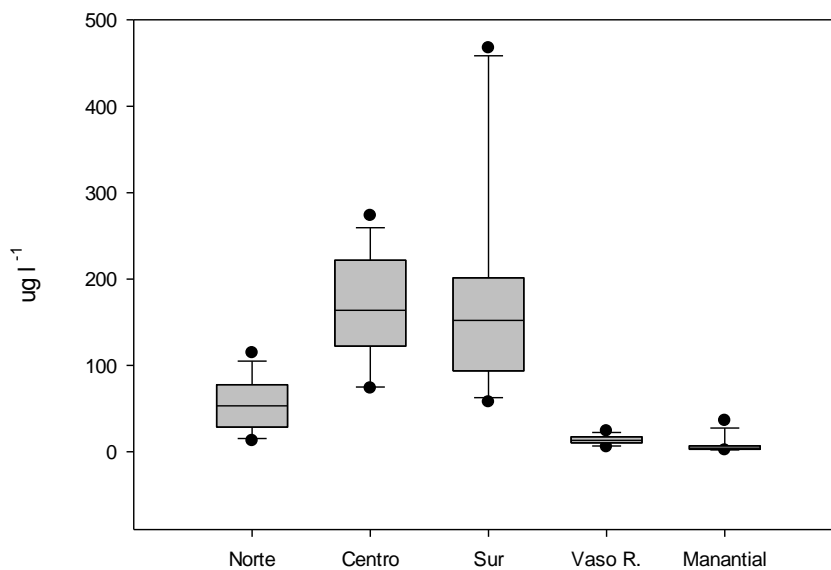


Figura 7. Diagrama de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación de clorofila “a” (C<sub>la</sub>) a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos la Cantera Oriente.

El símbolo • representa datos extremos obtenidos.

El LC y LS registraron diferencias significativas de mayor concentración de C<sub>la</sub> con relación a LN, VR y M [ $F_{(12,59)}= 83.15$ ,  $p=0.001$ ]. El VR presentó diferencias significativas con menor C<sub>la</sub> que el LN, LC y LS [ $F_{(12,59)}= 83.15$ ,  $p=0.001$ ]; y mayor cantidad de C<sub>la</sub> que el M [ $F_{(12,59)}= 83.15$ ,  $p=0.003$ ].



### Fósforo Total (P tot).

Las concentraciones de P tot registradas a lo largo del muestreo mostraron que el LS fue el que registró las concentraciones más altas, con un intervalo de 0.19 a 1.27 mg l<sup>-1</sup>, siguiéndole el LC con un intervalo de 0.19 a 0.72 mg l<sup>-1</sup>, LN (0.08 a 0.29 mg l<sup>-1</sup>), el VR (0.10 a 0.17 mg l<sup>-1</sup>); y finalmente el M, con el registro más bajo de P tot (0.12 a 0.16 mg l<sup>-1</sup>) (**Fig. 8**).

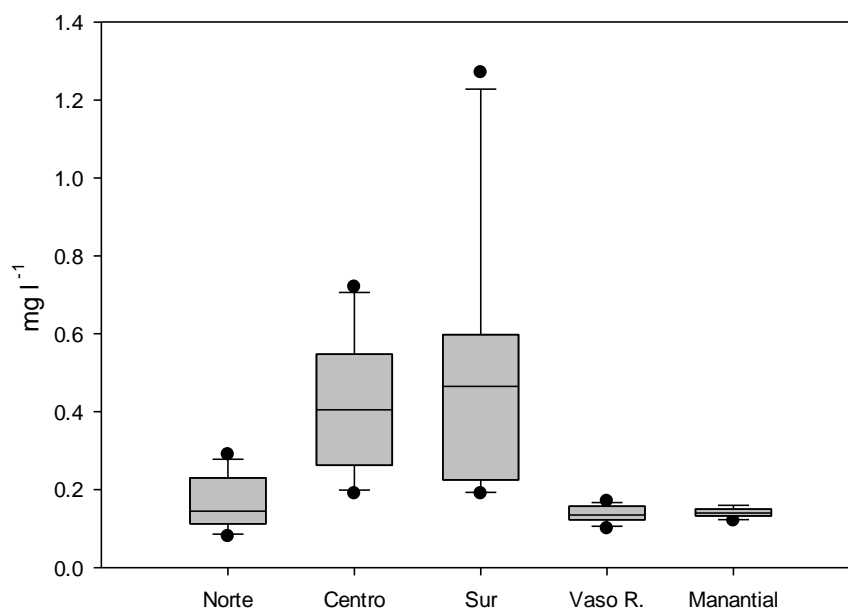


Figura 8. Diagrama de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación del P tot a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos la Cantera Oriente. El símbolo • representa datos extremos obtenidos.

El LC registró diferencias significativas con mayor concentración de P tot que el LN, VR y M [ $F_{(12,59)}= 15.87$ ,  $p= 0.001$ ] y el VR registró diferencias significativas menores a LC y LS [ $F_{(12,59)}= 15.87$ ,  $p= 0.001$ ].

## Nitrógeno Total (N tot).

Los resultados de N tot obtenidos en los lagos de la Cantera Oriente muestran que el VR presentó mayor concentración de N tot con una media de  $10.2 \text{ mg l}^{-1}$ , con un mínimo y máximo de  $9.2$  a  $13.2 \text{ mg l}^{-1}$  respectivamente, seguido del LS y M con medias idénticas de  $9.5 \text{ mg l}^{-1}$ , aunque el lago sur registró un valor extremo de  $14.3 \text{ mg l}^{-1}$ ; los lagos con menor concentración fueron LN y LC con medias de  $6.6$  y  $8.3 \text{ mg l}^{-1}$ . A pesar de que el LC fue uno de los lagos con menos concentración de N tot, este lago registro el valor extremo más alto en el mes de marzo (**Fig. 9**).

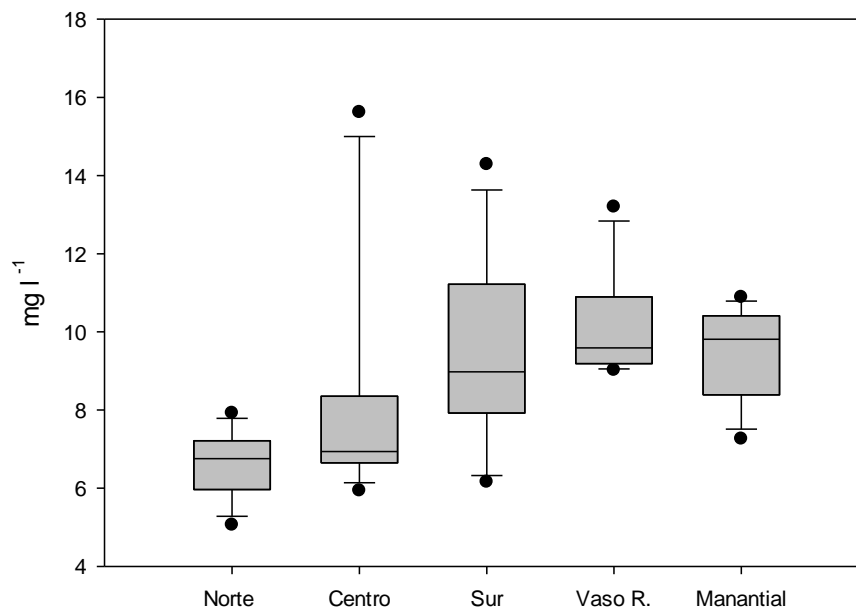


Figura 9. Diagrama de análisis de cajas múltiples con bigotes para la variación del N tot a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos la Cantera Oriente. El símbolo • representa datos extremos obtenidos.

El LN mostró diferencia significativa en la menor concentración de N tot contra VR [ $F_{(12,59)}= 3.81, p=0.004$ ].

### Coeficiente de correlación de Pearson.

Tabla 3. Resultados de la correlación de Pearson de los factores bióticos y abióticos: Temperatura (°C), conductividad (K<sub>25</sub>), oxígeno disuelto (%OD), unidades de pH (pH), disco de Secchi (DS), clorofila “a” (Cla), fósforo total (P tot), fósforo orgánico (P o), fósforo inorgánico disuelto (P d), nitrógeno total (N tot), densidad de bacilos (D b), biomasa de bacilos (B b), densidad de cocos (D c), biomasa de cocos (B c), densidad total (D T) y biomasa total (B T). Los valores son significativos al nivel 0.05 y los valores resaltados en negritas son significativos al nivel 0.01.

	<sup>a</sup> C	K <sub>25</sub>	%OD	pH	DS	Cla	P tot	P o	P d	N d	N o	N tot	D b	B b	D c	B c	D T	B T
<sup>a</sup> C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.30	0.32	-	-	-	-	-	-
K <sub>25</sub>	-	-	-	<b>-0.35</b>	-	-0.26	-	-	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-
%OD	-	-	-	<b>0.79</b>	-0.27	<b>0.70</b>	<b>0.52</b>	<b>0.59</b>	<b>-0.66</b>	<b>-0.49</b>	<b>0.56</b>	-	<b>0.49</b>	<b>0.42</b>	<b>0.43</b>	<b>0.47</b>	<b>0.45</b>	<b>0.47</b>
pH	-	<b>-0.35</b>	<b>0.79</b>	-	-0.33	<b>0.85</b>	<b>0.70</b>	<b>0.77</b>	<b>-0.79</b>	<b>-0.53</b>	<b>0.57</b>	-	<b>0.50</b>	<b>0.49</b>	<b>0.48</b>	<b>0.59</b>	<b>0.49</b>	<b>0.58</b>
DS	-	-	-0.27	-0.33	-	-	<b>-0.36</b>	<b>-0.35</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cla	-	-0.26	<b>0.70</b>	<b>0.85</b>	-	-	<b>0.76</b>	<b>0.83</b>	<b>-0.84</b>	<b>-0.73</b>	<b>0.67</b>	0.30	<b>0.64</b>	<b>0.63</b>	<b>0.63</b>	<b>0.70</b>	<b>0.65</b>	<b>0.72</b>
P-T	-	-	<b>0.52</b>	<b>0.70</b>	<b>-0.36</b>	<b>0.76</b>	-	<b>0.99</b>	<b>-0.61</b>	<b>-0.51</b>	<b>0.40</b>	0.26	0.32	0.32	<b>0.34</b>	<b>0.41</b>	<b>0.35</b>	<b>0.41</b>
P-org	-	-	<b>0.59</b>	<b>0.77</b>	<b>-0.35</b>	<b>0.83</b>	<b>0.99</b>	-	<b>-0.72</b>	<b>-0.58</b>	<b>0.49</b>	0.26	<b>0.39</b>	<b>0.39</b>	<b>0.41</b>	<b>0.48</b>	<b>0.41</b>	<b>0.48</b>
P-d	-	0.28	<b>-0.66</b>	<b>-0.79</b>	-	<b>-0.84</b>	<b>-0.61</b>	<b>-0.72</b>	-	<b>0.68</b>	<b>-0.75</b>	-	-	-	-	-	-	-
N-d	-	-	<b>-0.49</b>	<b>-0.53</b>	-	<b>-0.73</b>	<b>-0.51</b>	<b>-0.58</b>	<b>0.68</b>	-	<b>-0.67</b>	<b>0.56</b>	<b>-0.42</b>	<b>0.41</b>	<b>-0.44</b>	<b>0.47</b>	<b>0.45</b>	<b>-0.48</b>
N-org	0.30	-	<b>0.56</b>	<b>0.57</b>	-	<b>0.67</b>	<b>0.40</b>	<b>0.49</b>	<b>-0.75</b>	<b>-0.67</b>	-	-	<b>0.47</b>	<b>0.48</b>	<b>0.46</b>	<b>0.49</b>	<b>0.47</b>	<b>0.51</b>
N-T	0.32	-	-	-	-	-0.30	-0.26	-0.26	-	<b>0.56</b>	-	-	-	-	-	-	-	-

### **Análisis de redundancia.**

El análisis de redundancia de las variables fisicoquímicas y tróficas con relación a las bacterias planctónicas muestra que la densidad bacteriana está mayormente asociada a N o, esto es debido a que el N o representa al nitrógeno presente en los organismos. Al mismo tiempo el porcentaje de saturación de oxígeno está asociado a la densidad bacteriana puesto que este es un reflejo de lo productivo que es el lago debido a que es un efecto causado por la alta tasa fotosintética del fitoplancton, además es indispensable para que las bacterias aerobias puedan realizar sus procesos metabólicos (Hutchinson, 1957).

A diferencia de la densidad, la biomasa bacteriana se relacionó positivamente con la concentración de Cla y el pH, esto puede ser debido a que cuando la productividad se incrementa en los cuerpos de agua las bacterias presentes aumentan su biovolumen y por lo tanto su biomasa.

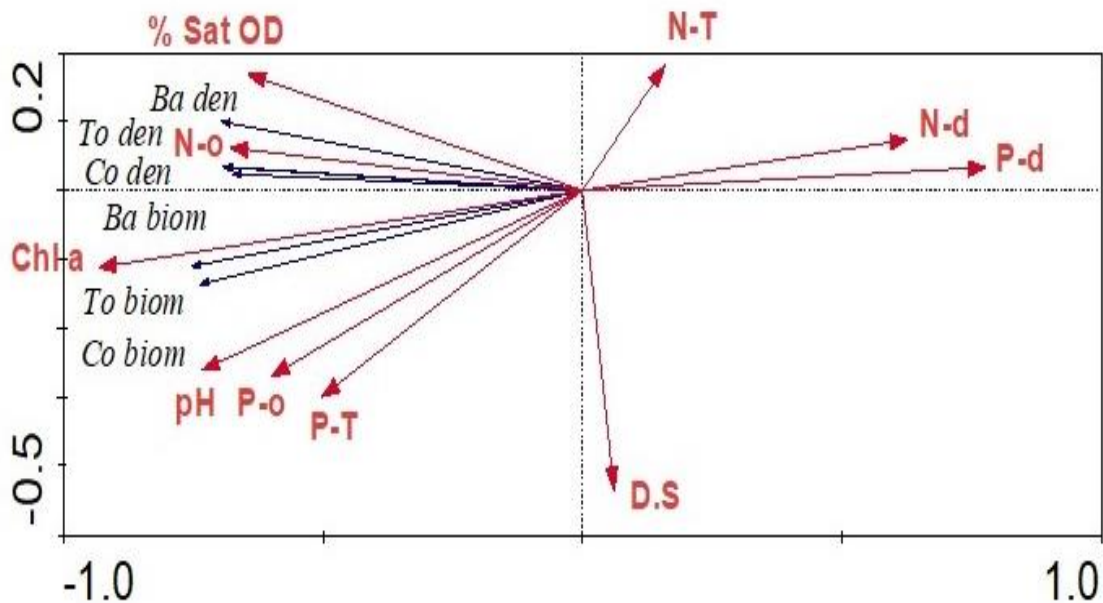


Figura 10. Diagrama de redundancia de los factores biológicos: Ba den (densidad de bacilos), Co den (densidad de cocos), To den (densidad total), Ba biom (Biomasa de bacilos), Co biom (biomasa de cocos) y To biom (biomasa total); con respecto a los factores ambientales y tróficos: %SatOD (porcentaje de saturación de oxígeno disuelto), pH, D.S (profundidad de visibilidad), Chl-a (clorofila "a"), N tot y P tot (nitrógeno y fósforo total) respectivamente, N o y P o (nitrógeno y fósforo orgánico) y N d y P d (nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos) respectivamente.

## DISCUSIÓN.

### Variación temporal y espacial de la densidad bacteriana.

Las variables ambientales (**Tabla 2**) y tróficas (**Figs. 6, 7, 8, 9**) mostraron que cada cuerpo de agua presenta características limnológicas diferentes, esto influyó en la presencia, densidad y biomasa de las bacterias planctónicas determinadas durante el ciclo anual al que corresponde este trabajo.

De acuerdo con Kuznetsov (1970) citado en Wetzel (1981) los lagos eutróficos presentan densidades que van desde  $2.2 \times 10^6$  a  $1.2 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>. Grant (1989) menciona que las densidades pueden variar de  $1 \times 10^7$  a  $1 \times 10^8$  bac ml<sup>-1</sup>. Las densidades registradas en los lagos de la Cantera (**Fig. 4 “a”**) coinciden principalmente con Grant, siendo el LC el que registró en octubre la densidad mayor ( $6.20 \times 10^7$  bac ml<sup>-1</sup>) y el M con la menor densidad registrada en mayo ( $1.19 \times 10^6$  bac ml<sup>-1</sup>). De acuerdo con lo anterior y con Santiago (2016) los cuerpos de agua de la Cantera Oriente se ubican en un estado que va de mesotrófico a eutrófico.

Durante la mayor parte del ciclo anual se observaron diferencias en las densidades de bacterias en cada cuerpo de agua de la Cantera. Sin embargo, el M, el VR y el N, registraron un patrón semejante en el aumento y disminución de las densidades bacterianas, excepto en julio (donde solo M y VR coincidieron) y septiembre (donde M y LN coincidieron); esto probablemente ocurrió por el cambio a la época cálida-lluviosa. Ya en diciembre aunque hubo un descenso en la temperatura, esta no afectó significativamente (como lo demuestra la correlación de Pearson) los números de bacterias.

En el LC y LS coincidieron ocho muestreos (los meses en los que no coincidió el patrón de aumento o disminución de estos dos lagos fue en marzo, mayo, agosto y diciembre). Esto se puede dar debido a que, aunque los cuerpos de agua están ubicados en una misma zona, presentan una dinámica diferente uno del otro. Según Cole *et al.*, (1993), Biddanda *et al.*, (2001), cuando se comparan densidades

bacterianas entre diferentes lagos suelen variar solamente en uno a dos órdenes de magnitud ( $1 \times 10^6$  a  $1 \times 10^7$  células  $\text{ml}^{-1}$ ), tal y como ocurrió en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente.

Yannarell *et al.* (2003) mencionan que los cambios abruptos en las densidades de bacterias muestran que las variaciones temporales son factores importantes en el comportamiento de estas comunidades. Felip *et al.*, (1996) mencionan que la temperatura es una variable que puede limitar el crecimiento de las bacterias en ciertas épocas del año, sin embargo, otros recursos pueden regular también dicho crecimiento. Esto puede justificar el por qué no en todos los lagos de la Cantera se presentó una disminución en las densidades bacterianas al mismo tiempo.

Sommaruga (1995) describió el lago hipertrófico Rodó, ubicado en la ciudad de Montevideo, Uruguay; la densidad de bacterias registradas varió de  $1.5 \times 10^6$  a  $2.0 \times 10^7$ , con una media de  $7.0 \times 10^6$  bacterias  $\text{ml}^{-1}$ . Un aspecto importante fue que encontró correlación en la abundancia de las bacterias con la concentración de clorofila "a", esto indica que hay un aumento en el número de bacterias con relación a las concentraciones de clorofila "a" lo largo del gradiente trófico (Cole *et al.*, 1988), igualmente en los resultados de este trabajo, se registró una correlación (**Tabla 3**) entre la clorofila "a" y las bacterias planctónicas durante la mayor parte del año, este acoplamiento puede darse ya que los lagos eutróficos presentan una alta cantidad de materia orgánica y substratos que pueden ser utilizados por ambos grupos; lo cual indica que tanto en el lago Rodó como en los lagos de la Cantera Oriente, la densidad bacteriana aumenta dependiendo el estado trófico en que se encuentre el lago.

En China, McCarthy *et al.*, (2007) describieron el lago Thaihu, un lago subtropical, somero y eutrófico, con abundancias máximas de  $5.0 \times 10^7$  bacterias  $\text{ml}^{-1}$  en la parte del lago cercana al río donde  $>67\%$  eran agregados o estaban unidos a partículas. En comparación con el lago Thaihu, las densidades del LC y LS fueron mayores, y las de VR, LN y M fueron menores (**Fig. 4**); esto se debe a que los cuerpos de agua de la Cantera se ubican en diferentes estados tróficos que van de mesotrófico a eutrófico (Santiago, 2016) y el lago Thaiu es eutrófico. Según

Santiago (2016) los lagos Sur y Centro llegan a alcanzar un estado hipertrófico, lo que explicaría la mayor abundancia de bacterias.

Las bacterias planctónicas de la Cantera Oriente resultaron principalmente influenciadas por la disponibilidad de sustratos, lo cual se refleja en el estado trófico del lago. La Ferla *et al*, (2004) mencionan que la variación hidro-climática afecta los aportes de sustratos, este efecto en la Cantera Oriente podría ser determinante ya que con el escurrimiento podría haber aportes de sustratos y sedimentos sobre algunos cuerpos de agua. Teniendo en cuenta lo anterior se podría especular que la variación del nivel de agua controla la dinámica bacteriana indirectamente a través de la concentración y del aporte de diferentes sustratos provenientes de escurrimientos y fuentes externas que afectan también al fitoplancton y éste a las bacterias.

#### **Variación temporal y espacial de la biomasa bacteriana.**

Las medias de biomasa en la Cantera Oriente van desde  $128 \mu\text{g C l}^{-1}$  en M a  $658 \mu\text{g C l}^{-1}$  en LC, teniendo puntos máximos de hasta  $1382 \mu\text{g C l}^{-1}$  (octubre en LC) (**Fig. 5 “a”**). Burns y Galbraith (2007) estudiaron las relaciones en la estructura de la red trófica microbiana en los ecosistemas de agua dulce lénticos y encontraron biomasa bacteriana que van desde la oligotrofia,  $41 \mu\text{g C l}^{-1}$  en un humedal riveroño hasta  $131$  y  $132 \mu\text{g C l}^{-1}$  en un pantano y un estuario respectivamente. Estos valores no son semejantes a los que se registraron en la Cantera Oriente ya que la biomasa es un reflejo del estado trófico en el que se encuentran los lagos, y ya que los lagos de la Cantera son más productivos, la biomasa es mayor.

Sommaruga (1995) encontró que la biomasa de las bacterias en el lago Rodó es muy elevada, registró una media de  $587 \mu\text{g C l}^{-1}$  y un máximo de  $1071 \mu\text{g C l}^{-1}$ . Los resultados indicaron que la temperatura fue un importante modulador positivo de la producción bacteriana en escalas de tiempo estacionales, así como probablemente en escalas de tiempo más cortas. Esto no ocurrió con las bacterias planctónicas de la Cantera, la correlación entre estos dos fue nula, quizá debido al horario de realización de los muestreos (que es a una hora determinada del día),



lo que no permitió ver una relación más significativa entre la biomasa y la temperatura.

La variación en la biomasa bacteriana a menudo se explica por la temperatura de los lagos, la tasa de crecimiento y la depredación. Un incremento en la temperatura conduce a un volumen celular más pequeño, esto es considerado como una propiedad intrínseca de las bacterias planctónicas (Chrzanowski *et al.*, 1988; Bjornsen *et al.*, 1989 citados en Heinänen, 1992), un incremento en la tasa de crecimiento bacteriano conduce a que las bacterias sean más grandes (Pritchard y Tempest, 1982). Sin embargo, una población formada por bacterias pequeñas también puede ser el resultado de la presión por depredación (top-down control) en las bacterias más grandes (Turley *et al.*, 1986).

Rheinheimer (1978) también menciona que a pH ácidos las bacterias presentan alteraciones morfológicas como el aumento de tamaño y abultamientos en las formas bacilares, lo que podría aumentar el biovolumen en ciertos lagos. Esto no se cumple en los lagos de la Cantera ya que los lagos con los registros de biomasa más altos (lagos Centro y Sur) tienen pH alcalino (pH de 9) (**Tabla 2**) por lo cual no se considera que la acidez de los cuerpos de agua de la Cantera influya en la biomasa tal y como lo menciona Rheinheimer (1978), a pesar de esto, el pH se correlacionó positivamente con la densidad y biomasa (**Tabla 3**), pero esto se podría deber a que en los lagos productivos donde se consumen grandes cantidades de CO<sub>2</sub> se suele incrementar el pH (Campbell, 1987; Wetzel, 2002).

Aunque el aumento de tamaño también puede ser una estrategia para asimilar más nutrientes en lagos con pocos recursos, también es importante mencionar que en algunos lagos poco productivos se pueden tener biomasas bacterianas bajas ya que se considera como una adaptación para un buen crecimiento en lagos con pocos nutrientes (Van Gemerden y Kuenen, 1984). Además de lo anteriormente mencionado, debido a que los lagos de la Cantera son diferentes entre sí, alguno podría tener condiciones ambientales que las bacterias prefieran y esto facilitaría el crecimiento bacteriano, lo que determinaría comunidades de bacterias con tamaños promedio bajos (Billen *et al.*, 1990). Aunque podría

considerarse también que exista menos presión por parte de bacterivoros, ya que ante esta situación las bacterias tienden a ser más largas para defenderse de la depredación (Lugo *et al.* 2017).

Otro factor importante es la variación hidro-climática, esta puede afectar los aportes de oxígeno disuelto y substratos al cambiar su concentración, disponibilidad y la capacidad bacteriana de asimilación, esto produciría efectos secundarios en el crecimiento y reproducción de las bacterias (Church *et al.*, 2000).

La densidad y biomasa bacteriana de los lagos de la Cantera se correlacionaron con las concentraciones de nutrientes (**Tabla 3**), aunque el análisis de redundancia mostró que las densidades y biomasa bacterianas no dependen totalmente de estos (**Fig. 10**), esto puede ser explicado debido a que los nutrientes son principalmente utilizados por el fitoplancton, el cual hace que aumente la concentración de oxígeno y esto es un reflejo de la productividad del lago, además aunque la densidad bacteriana haya aumentado con las concentraciones de substratos, pudo ser consumida inmediatamente por ciliados y flagelados y hasta algunos rotíferos pequeños (Burns y Galbraith, 2007; Santiago, 2016).

A pesar de todo lo anterior, es bien sabido que entre más recurso disponible tengan las bacterias, estas tendrán un mayor tamaño (Pritchard y Tempest, 1982); y poco efecto de depredación (Lugo *et al.* 2017). Cotner y Biddanda (2002) mencionan que el fitoplancton y las bacterias utilizan principalmente el fósforo para cubrir sus necesidades metabólicas; los datos obtenidos en este trabajo muestran que los lagos con mayor concentración de fósforo fueron los que presentaron mayor densidad y biomasa bacteriana, siendo el bottom-up uno de los procesos de control más importantes en la producción de las bacterias planctónicas (Cole *et al.*, 1988; Psenner y Sommaruga, 1992; Eiler *et al.*, 2003).

En estos lagos de la Cantera oriente, la biomasa bacteriana y de ciliados (sus principales depredadores) van de acuerdo al estado trófico (Lugo *et al.* 2017 y Zou *et al.* 2013), los nutrientes disponibles favorecen la abundancia de las bacterias y

el fitoplancton, ambos son un importante recurso alimenticio para los organismos mayores, funcionando como un laborioso proceso bottom up (Buholce *et al.* 2015).

### **Morfotipos bacterianos.**

Diversos trabajos han propuesto que los cocos son el morfotipo dominante en lagos que presentan eutrofia mientras que los bacilos lo son en lagos oligotróficos (Araújo y Godinho 2008). De acuerdo con los resultados de este trabajo la estructura morfológica dominante fueron los cocos, registrando densidades que van desde  $1.10 \times 10^6$  a  $5.32 \times 10^7$ , mientras que los bacilos registraron intervalos inferiores, de  $7.40 \times 10^4$  a  $1.55 \times 10^7$ ; con medias de  $1.18 \times 10^7$  a  $2.72 \times 10^6$  respectivamente (**Fig. 4 “b y c”**).

Los morfotipos bacterianos presentaron comportamientos muy diferentes entre sí, por ejemplo, los cocos registraron su punto máximo de densidad en el mes de octubre, en los cinco lagos de la Cantera, mientras que las menores densidades se registraron en noviembre para LN, LC y LS; mientras que para VR y M fueron en enero y mayo respectivamente. Además, la biomasa bacteriana de este morfotipo siempre coincidió con la densidad bacteriana, en el mes que la densidad fue mayor, la biomasa también lo fue, y en el caso del mes con menor densidad la biomasa también registró los valores mínimos. Esto puede deberse a que posiblemente los cocos no reciben mucha presión selectiva, o puede ser que los flagelados y ciliados prefieran bacilos por ser más grandes y quizá a esto se deba que los registros de los cocos sean homogéneos con respecto a su densidad y biomasa (Tumber *et al.*, 1993). **Fig. 2.**

Los bacilos registraron densidades máximas en el mes de octubre en LN, LC, VR y M; y LS en enero (**Fig. 2**). Las densidades menores de este morfotipo variaron más que los cocos, el LN, LS, VR y M registraron las menores densidades en la temporada seca-fría y LC en lluviosa-cálida. A diferencia de los cocos, la biomasa de este morfotipo fue muy variada, los valores de densidades comparados con los de biomasa coincidieron solo en VR, en todos los demás cuerpos de agua los valores de densidad y biomasa no coincidieron en los mismos meses.

Es importante mencionar que la biomasa bacteriana, a diferencia de la densidad, suele ser muy variable demostrando que la biomasa no debe basarse solo en la densidad, ya que la biomasa depende del biovolumen celular y la morfología, y la densidad es un reflejo del crecimiento y la frecuencia de división; el equilibrio entre estas dos depende de las condiciones tróficas y ambientales (Kirschner y Velimirov, 1997). A pesar de que no se contempló como un objetivo, en este trabajo no se encontraron diferencias temporales o entre lagos en el biovolumen bacteriano. Debido a todo esto es importante diferenciar los morfotipos, esto permite ver la importancia de las interacciones que suceden en la red trófica.

Además, Psenner y Sommaruga, (1992) y Makino y Cotner, (2004) mencionan que la disponibilidad de sustratos, la lisis viral y la bacteriovoría tienen un efecto sobre la densidad y biomasa de las bacterias, y que esto constituye un interrogante más en la caracterización de la dinámica de las bacterias planctónicas.

## **Variables ambientales.**

### **Temperatura (T).**

La temperatura es un factor importante en los cuerpos de agua ya que influye en la densidad del agua y por lo tanto en la estabilidad de la columna de agua; también influye en la velocidad de los procesos de descomposición de la materia orgánica, en el pH, la solubilidad de las sales y en la conductividad eléctrica (Wetzel, 1981 y APHA *et al.*, 1995).

Los lagos de la Cantera registraron un intervalo de temperatura de 13 (LN en enero) a 21°C (LS en mayo) con una media de 17.5 °C. Estos se clasifican como lagos urbanos templados. Según el criterio de Lewis (1996) los lagos de la Cantera, aunque latitudinalmente se ubican dentro de la zona tropical, por su altitud y baja temperatura están cercanos a ser templados.

En los cinco lagos de la Cantera se registró que en mayo la T aumentó debido al inicio de la época lluviosa cálida y se mantuvo así hasta septiembre, en seguida

de esto, ocurre un enfriamiento en diciembre y enero debido al inicio de la época seca fría (**Fig. 20**). Estas características son parecidas a algunos otros lagos urbanos de la ciudad de México como el de Chapultepec, Xochimilco y Tezozomoc entre otros (Bermúdez, 2010; Avila, 2013).

El análisis de correlación de Pearson mostró que la temperatura no tiene correlación con la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas en los lagos de la Cantera. Felip *et al.*, (1999) menciona que la temperatura es una variable que puede limitar el crecimiento de las bacterias en ciertas épocas del año, sin embargo, en lagos donde la temperatura no varía mucho a lo largo del año son otros los factores que pueden regular el crecimiento bacteriano.

### **Conductividad específica a 25° C.**

La conductividad indica el estado de mineralización de los cuerpos de agua, esta es una estimación aproximada de la concentración de sales minerales presentes en los cuerpos de agua (APHA *et al.*, 1995).

Los lagos de la Cantera registraron una conductividad media de  $426 \mu\text{S cm}^{-1}$  y un intervalo de  $377$  (LN en noviembre) a  $491 \mu\text{S cm}^{-1}$  (M en mayo). Los lagos mostraron un patrón de disminución en la conductividad a partir de la dilución producida por precipitaciones en la época lluviosa cálida, y posteriormente, un aumento debido a la concentración de solutos provocada por la evaporación del agua en la época seca cálida (**Fig. 21**), este comportamiento es común en los cuerpos de agua.

Nacif (2007), en la Presa Atlangatepec menciona que en el periodo de lluvias (junio) la conductividad registró el nivel más alto ( $224 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) del año 2004, en septiembre del 2004 disminuyó ( $217 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) y en diciembre registró la menor conductividad ( $187 \mu\text{S cm}^{-1}$ ); posteriormente en la época seca cálida (marzo del 2005) aumentó la conductividad ( $211 \mu\text{S cm}^{-1}$ ).

El análisis de correlación de Pearson mostró que la conductividad no está correlacionada con la densidad y biomasa de las bacterias planctónicas en los lagos de la Cantera.

### **Porcentaje de saturación de Oxígeno Disuelto.**

El porcentaje de saturación del oxígeno disuelto es la forma más adecuada de expresar la cantidad de oxígeno disuelto en un cuerpo de agua ya que considera las diferencias en presión parcial, salinidad y principalmente en temperatura, las cuales afectan la disolución de este factor (Wetzel, 1981).

Los valores registrados en la Cantera corresponden a valores que van desde 66 (subsaturación) en M hasta 267 % (sobresaturación) en LC. Wetzel (1981) menciona que porcentajes que van de 200 a 300 son característicos de cuerpos de agua que son muy productivos. Alcocer *et al.*, (1995) y Schaeffer (1988) señalan que las grandes fluctuaciones en la concentración del oxígeno disuelto son típicas de lagos eutróficos y someros.

Los lagos registraron un patrón más o menos homogéneo sobre los muestreos en los que aumentaba o disminuía el porcentaje de saturación. Bañuelos (1982) menciona que el oxígeno disuelto presenta incrementos en la época de secas y explica que podría deberse a que la descarga puede ser mucho menor en esa época o también podría asociarse a florecimientos de fitoplancton. Wetzel (1981) menciona que aunque comúnmente la solubilidad del oxígeno se ve reducida por los incrementos de la temperatura y la salinidad de los cuerpos de agua, en este tipo de lagos se considera que hay otros factores que pueden influenciar más como la actividad fotosintética del fitoplancton.

De acuerdo con el análisis de correlación de Pearson el porcentaje de saturación está relacionado positivamente con la concentración de Cla y el pH. También está relacionado negativamente con el P d. Esto se debe a que el porcentaje de saturación del oxígeno y el pH están correlacionados con las oscilaciones de las tasas fotosintéticas diarias, con la densidad y composición del fitoplancton, con los

nutrientes y la limitación de la luz; estos factores también pueden ocasionar la ausencia de un patrón estacional del oxígeno disuelto (Figueredo y Giani, 2001).

### **Potencial de hidrogeno (pH).**

Este factor es muy importante ya que la propiedad básica que es conferida por los carbonatos y bicarbonatos se modifica por los excesos en la respiración o por la alta tasa de actividad fotosintética (Wetzel, 1981).

Las medias anuales obtenidas en los lagos de la Cantera se agruparon entre lagos con respecto a la similitud en productividad. En el M se registró la menor media, en el LC y LS se registraron las medias más altas y en el VR y LN se registraron los valores intermedios (**Tabla 2**). Este patrón en el que se agruparon las medias puede ser causado por la actividad fotosintética. En los lagos productivos en donde se consumen grandes cantidades de CO<sub>2</sub> se suele incrementar más el pH que en los lagos menos productivos, y por lo contrario, la adición de CO<sub>2</sub> a través de la respiración acidifica el lago (Campbell, 1987; Wetzel, 2002).

Alcocer (1988), Muro (1994) y Enríquez *et al.*, 2009) registraron condiciones similares en otros lagos urbanos en la ciudad de México, como los lagos de Chapultepec y el lago Huetzalin en Xochimilco, y mencionan que esto es común ya que son lagos eutróficos.

Otro patrón que presentaron los lagos de la Cantera fue que se registraron incrementos de pH en la época seca (**Fig. 20**), al mismo tiempo se elevó la concentración de la clorofila "a", esto puede deberse a que con la evaporación la productividad de los cuerpos de agua aumenta (Flores, 2008). Además, los resultados mostraron que los registros de pH más altos son en temporadas de secas, ya sea seca-cálida o seca-fría, y los registros más bajos son en temporadas de lluvia; tal y como le sucedió a la conductividad, con la cual tuvo correlación positiva (**Tabla 3**). Esto se debe a la concentración o dilución de las aguas de los lagos.

## **Variables tróficas.**

### **Disco de Secchi.**

Este parámetro es un factor importante ya que afecta tanto a los organismos autotróficos como a los factores fisicoquímicos ya que involucra la cantidad de sedimento y materia orgánica suspendida y también tiene relación con la cantidad de fitoplancton suspendido que impide el paso de la luz (Lampert y Sommer, 1997).

Los lagos de la Cantera registraron niveles de profundidad de visibilidad muy diferentes, esto se debe a que son lagos bien delimitados y presentan características tróficas diferentes. Por ejemplo, el lago con los valores más altos fue el VR, seguido del M y el LN; a pesar de que en el M siempre se observó el fondo del cuerpo de agua durante cada muestreo, el VR registró los mayores niveles debido a que el M tiene menor profundidad que el VR. El lago con los valores más bajos fue el LS, seguido del LC, esto se debe que estos dos lagos presentan la mayor productividad en comparación con los otros cuerpos de agua de la Cantera, por lo tanto la cantidad de fitoplancton ocasiona el decremento en la penetración de la luz (Bellinger, 1979; Velasco, 1982) **(Fig. 6)**.

Los lagos no registraron un patrón completamente homogéneo en los cambios de profundidad de visibilidad entre ellos, sin embargo, los registros más altos obtenidos se dieron a lo largo de la época de lluvias y los registros más bajos se presentaron en la época de secas; esto tiene relación con la dilución o concentración que depende del nivel de agua en el que se encuentran los lagos en ciertas épocas del año.

Jiménez, (2007) registró profundidades de 1.5 metros con transparencias menores a 90 cm en el lago urbano Xochimilco. En el lago de Zumpango y en los de Chapultepec se han reportado valores menores a 20 cm de profundidad de visibilidad (Domínguez, 2006; Alcocer y Bernal, 2010). Lampert y Sommer (1997)



mencionan que la mayoría de los lagos someros son lagos eutróficos y que debido a su alto contenido de fitoplancton son lagos con baja profundidad de visibilidad.

### **Concentración de Clorofila “a” (Cla).**

Lewis (1990) menciona que el estudio de la clorofila es la aproximación más rápida para determinar cuantitativamente la biomasa del fitoplancton en los lagos. La Cla presenta una relación lineal con la biomasa del fitoplancton y debido a que se encuentra en todos los grupos algales, esta determinación es el método más utilizado para estimar su biomasa (Wright *et al.*, 1997; Capblancq y Catalan, 1994).

Los lagos de la Cantera presentaron valores de concentración de Cla muy variables entre sí, las medias van desde 7 en M a 188  $\mu\text{g l}^{-1}$  en LS. El M fue donde se registraron los valores más bajos con intervalos que van desde 2 a 36  $\mu\text{g l}^{-1}$ , seguido del VR, de 6 a 24  $\mu\text{g l}^{-1}$ . El LS fue el que registró los valores más altos, de 58 a 468  $\mu\text{g l}^{-1}$ , seguido del LC 74 a 274  $\mu\text{g l}^{-1}$  (**Fig. 7**). Estos valores van desde la oligotrofia si se considera el criterio de Margalef (1983) el cual indica que 5  $\mu\text{g l}^{-1}$  de Cla puede considerarse como un límite; hasta hipertróficos, de acuerdo con algunos autores, los lagos hipertróficos son aquellos con concentraciones promedio mayores a 100  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Alvarez y Jacobsen, 1992).

González (2015) registró valores que van de 0.4 a 126.9  $\mu\text{g l}^{-1}$  en la Cantera, estos valores fueron menores a los reportados debido a que el método de análisis de clorofila a por espectrofotometría es menos sensible y exacto que el método por fluorometría que se empleó en el presente estudio.

Al respecto de la variabilidad, Santiago (2016) menciona que el M es un cuerpo de agua con poca superficie expuesta, que se encuentra en una zona con mucha vegetación arbórea a su alrededor, y que esto podría evitar que los rayos de luz pasen directamente y presente una alta tasa fotosintética; y que los demás lagos por su mayor tamaño tienen zonas donde la luz no es obstruida por la vegetación que los rodea y eso aumenta la tasa fotosintética del fitoplancton. Aunque lo

anterior podría tener sentido, en estos lagos la luz y la superficie de exposición no son los factores que limiten el crecimiento del fitoplancton debido a que la Cla mostró estar correlacionada inversamente con la profundidad de visibilidad y los cuerpos de agua con mayores concentraciones de Cla son en donde la penetración de luz fue menor, a pesar de esto, el fitoplancton también es uno de los factores que puede impedir que la luz penetre hasta el fondo del cuerpo de agua.

La Cla se correlacionó positivamente ( $p < 0.05$ ) con el P tot, P o y N o ya que entre más Cla la concentración de esas formas de los nutrientes aumentaba; e inversamente ocurría esto con P d, N d y N tot ya que entre mayor era la concentración de Cla estos nutrientes reducen sus concentraciones debido al consumo por el fitoplancton. La mayoría de los autores indican que un incremento en el fitoplancton es consecuente con un incremento previo en los nutrientes disueltos (Westlake, 1980). Lampert y Sommer (1997) mencionan que la luz, pero en especial el nitrógeno y el fósforo disueltos son los más probables factores que limitan el crecimiento del fitoplancton.

### **Fósforo y Nitrógeno.**

Las medias de P tot (P-PO<sub>4</sub>) reportadas en el presente estudio van de 0.14 en M a 0.53 mg l<sup>-1</sup> en LS (**Fig. 8**). Éstos valores corresponden a lo reportado por Alcocer y Bernal (2010) quienes han reportado que la concentración en cuerpos de agua de México es de 0.008 a 2.00 mg l<sup>-1</sup>. Estos valores son similares a los de otros lagos urbanos, por ejemplo, Jiménez (2007) reportó valores de 0.50 a 0.80 mg l<sup>-1</sup> en el lago de Xochimilco. Domínguez (2006) registró valores de 0.51 a 2.40 mg l<sup>-1</sup> en el lago de Zumpango.

El P o reportado en el presente estudio va de 0.03 en VR, a 0.50 mg l<sup>-1</sup> en LS. El P o está correlacionado positivamente ( $p < 0.05$ ) con la concentración de clorofila y la densidad de bacterias planctónicas, esto quiere decir que entre más fitoplancton y bacterias hay, la concentración de esta forma de fósforo es mayor. Esto se debe a que el P o forma parte del fósforo contenido en organismos y al adsorbido en

agregados orgánicos. Este nutriente también registró correlación negativa ( $p < 0.05$ ) con el P d, esto se debe a que el consumo de P d por los organismos, principalmente fitoplancton y bacterias, disminuye la fracción inorgánica del fósforo y lo transforma en P o.

Las medias de la concentración de P d registraron intervalos que van desde 0.03 (en LS) a 0.13 mg  $\text{PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1}$  (en M). Este nutrimento presentó correlación negativa ( $p < 0.05$ ) con la Cla ya que mayor cantidad de fitoplancton es mayor el consumo de P d. Los valores de P d en el manantial son mayores que las de los demás lagos, esto podría ser debido a que el M presenta las concentraciones de Cla y bacterias más bajas, esto podría evidenciar que el cuerpo de agua no tiene grandes densidades de fitoplancton ni de bacterias y que el agua que brota contiene ya una concentración media de P d.

Las medias de N tot registradas en la Cantera van desde 6.6 mg  $\text{l}^{-1}$  en LN hasta 10.2 mg  $\text{l}^{-1}$  en VR. Estos valores resultaron superiores a los registrados en lagos urbanos en la misma región, por ejemplo, Jiménez (2007) reportó en el lago de Xochimilco valores de 1.0 a 3.0 mg  $\text{l}^{-1}$ . López (2012) registró valores que van de 4.0 a 10.2 mg  $\text{l}^{-1}$  en el lago de Tezozomoc. Esto posiblemente se debe a que la Cantera Oriente presenta un mayor aporte de nitrógeno desde el subsuelo, ya que el M que es el cuerpo de agua menos productivo presenta la mediana más alta de los cinco cuerpos de agua (**Fig. 9**).

Las medias de los valores de la concentración de N d van de 4.6 (en LC) a 8.0 (en VR y M). Este nutriente tuvo correlación negativa ( $p < 0.05$ ) con el fitoplancton y las bacterias. A pesar de esto, el análisis de redundancia muestra que las bacterias planctónicas no estarían limitadas por este nutriente y que las variables que más se relacionaron con la dinámica de la densidad y biomasa de las bacterias fueron las que están relacionadas con la productividad del lago, por ejemplo el oxígeno disuelto y el P d. Cotner y Biddanda (2002) mencionan que en ambientes acuáticos el fitoplancton y las bacterias utilizan principalmente el P d como ortofosfatos para cubrir sus necesidades metabólicas.

## CONCLUSIONES.

Las densidades de las bacterias planctónicas entre los lagos de la Cantera Oriente registraron una variación de un orden de magnitud, esto se presenta en estudios donde se evalúan lagos con diferentes gradientes tróficos, siendo similares los valores a otros lagos eutróficos.

Las densidades y biomásas de las bacterias planctónicas en los lagos de la Cantera estuvieron asociadas principalmente con el estado trófico de cada cuerpo de agua, entre más productivo era el lago, las densidades y biomásas eran mayores.

La densidad y biomasa bacteriana no fue uniforme a lo largo del año, a pesar de esto, en el mes de octubre, al final de la época de lluvias, la mayoría de los cuerpos de agua registraron su nivel más alto de densidad y biomasa bacteriana, y los niveles más bajos se dieron en la temporada seca-fría.

El morfotipo predominante de bacterias en los lagos de la Cantera fueron los cocos (81%) a lo largo de todo el año, los bacilos solo representaron el 19% del total de la composición bacteriana.

Los lagos de la Cantera se agruparon por su productividad, formando dos principales grupos, los eutróficos (lago Centro y lago Sur) y los mesotróficos (Vaso Regulador y Manantial), teniendo como intermediario y más similar al grupo de los mesotróficos al lago Norte; lo cual influyó en la cantidad y biomasa bacteriana.

La Cantera Oriente por su heterogeneidad entre lagos es un sitio donde no es fácil determinar la causa de las fluctuaciones de las bacterias ya que los factores hidroclimáticos afectan de forma distinta en cada lago; quizá un estudio que involucre interrelaciones, como la depredación bacteriana arrojaría más datos sobre su dinámica.

Para posteriores trabajos se recomienda realizar muestreos que involucren un mayor grupo de microorganismos participantes en la cadena trófica acuática, esto permitirá visualizar mejor cómo se dan las interacciones de las bacterias en los lagos urbanos.

## ANEXOS.

### Temperatura.

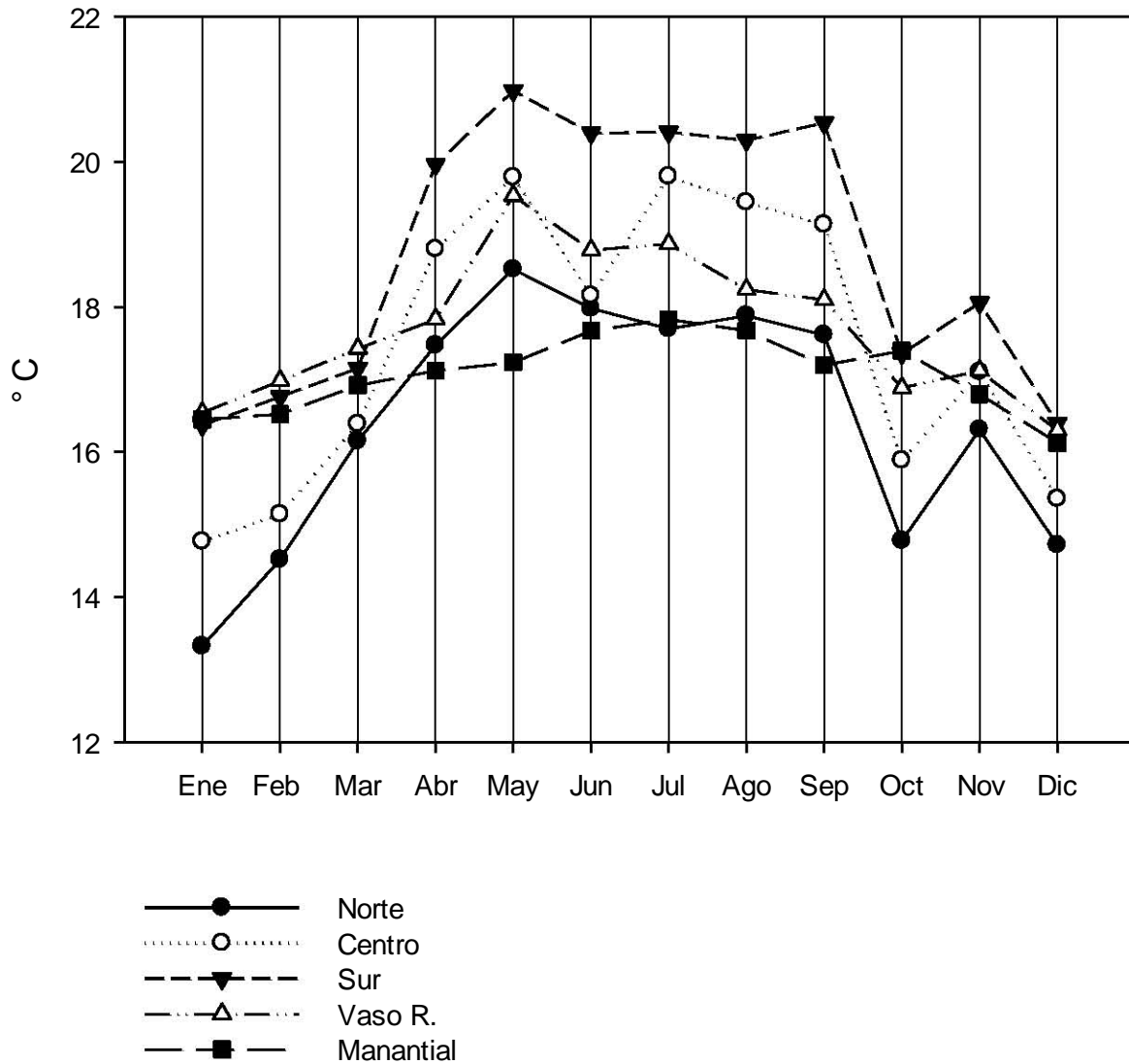


Figura 11. Gráfica de la variación temporal de la temperatura (°C) a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos de la Cantera Oriente.

## Conductividad.

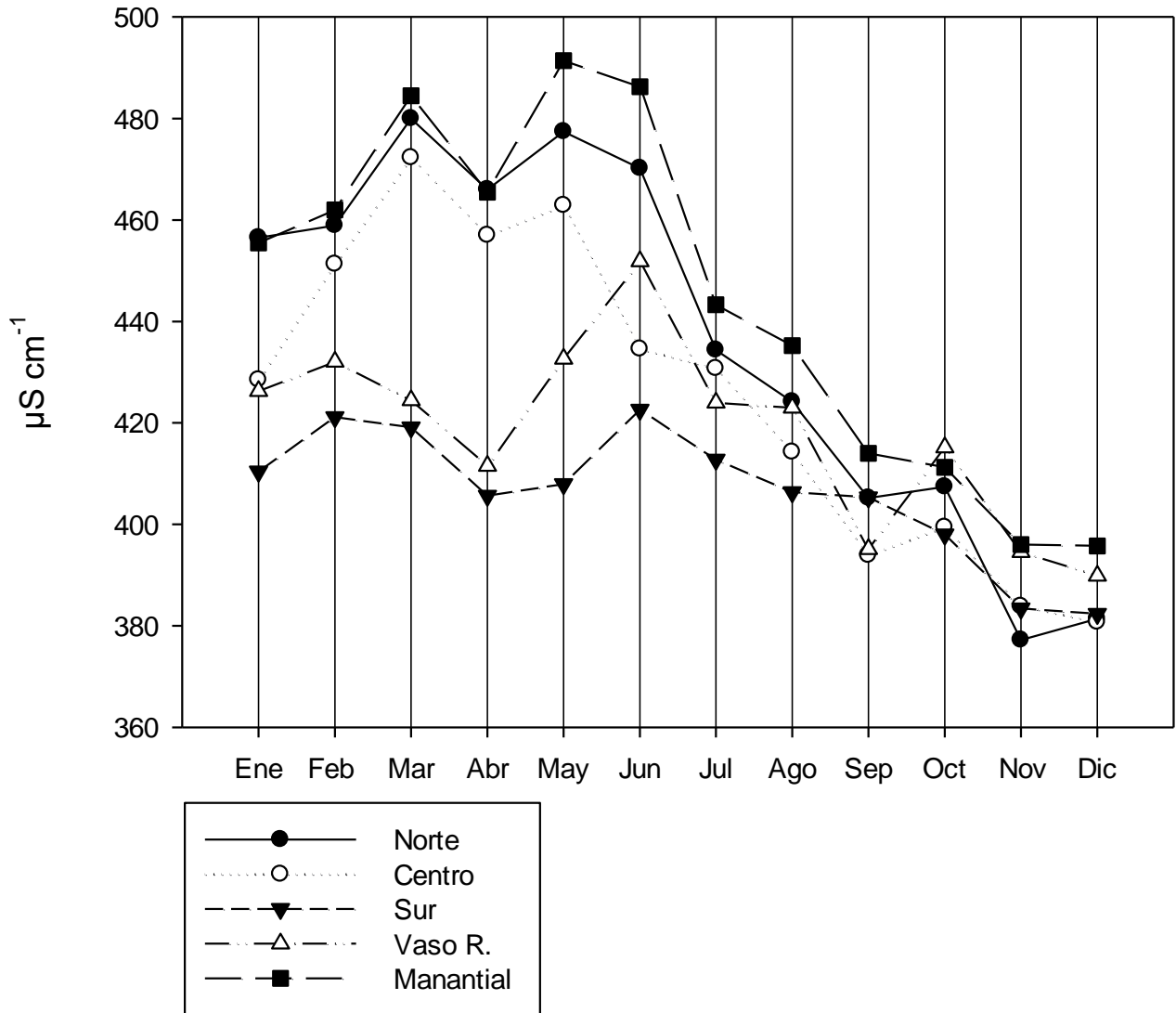


Figura 12. Gráfica de la variación temporal de la conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos de la Cantera Oriente.

**Porcentaje de saturación de Oxígeno Disuelto.**

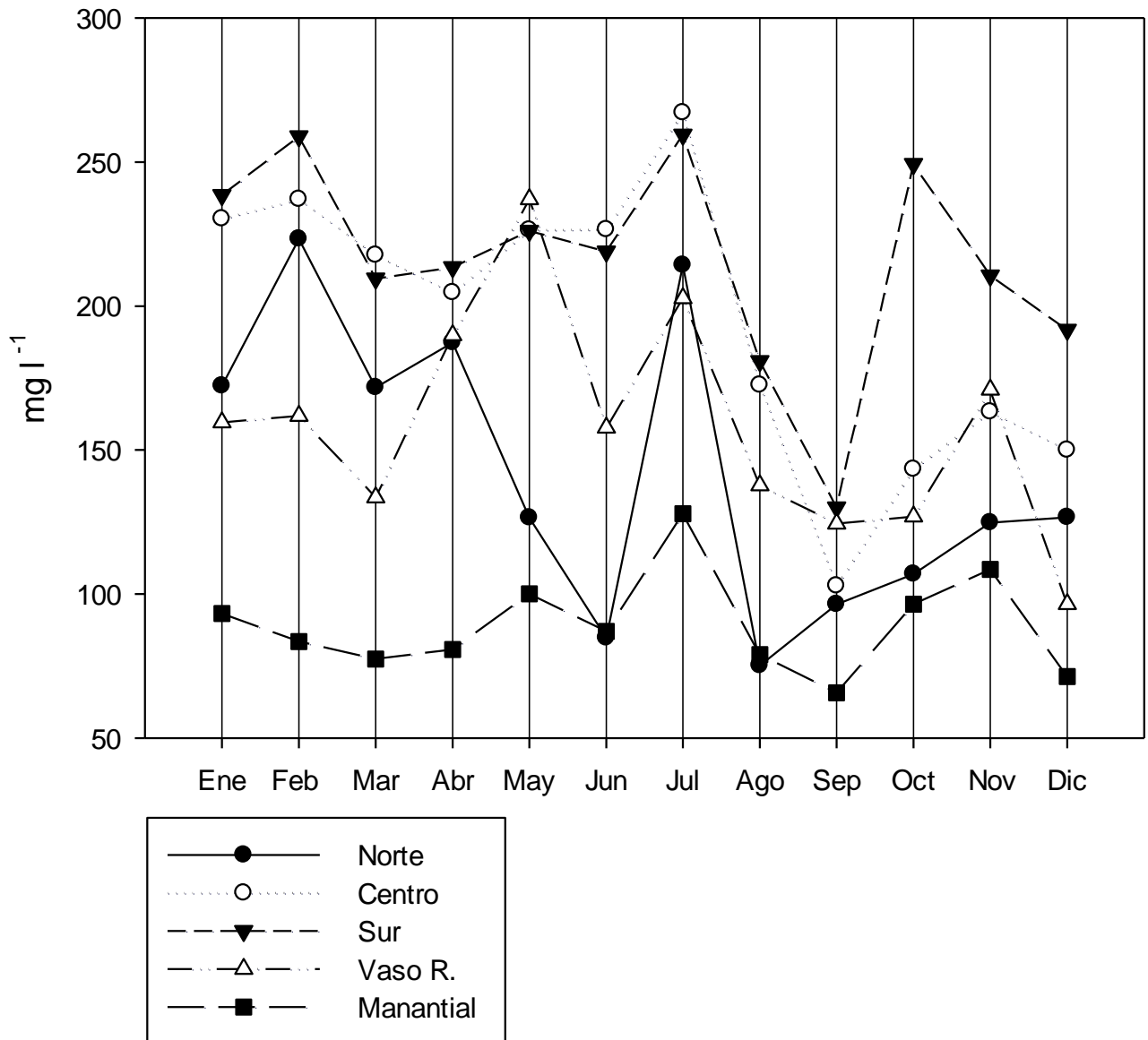


Figura 13. Gráfica de la variación temporal del porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (%OD) a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos la Cantera Oriente.

**Potencial de hidrogeno (pH).**

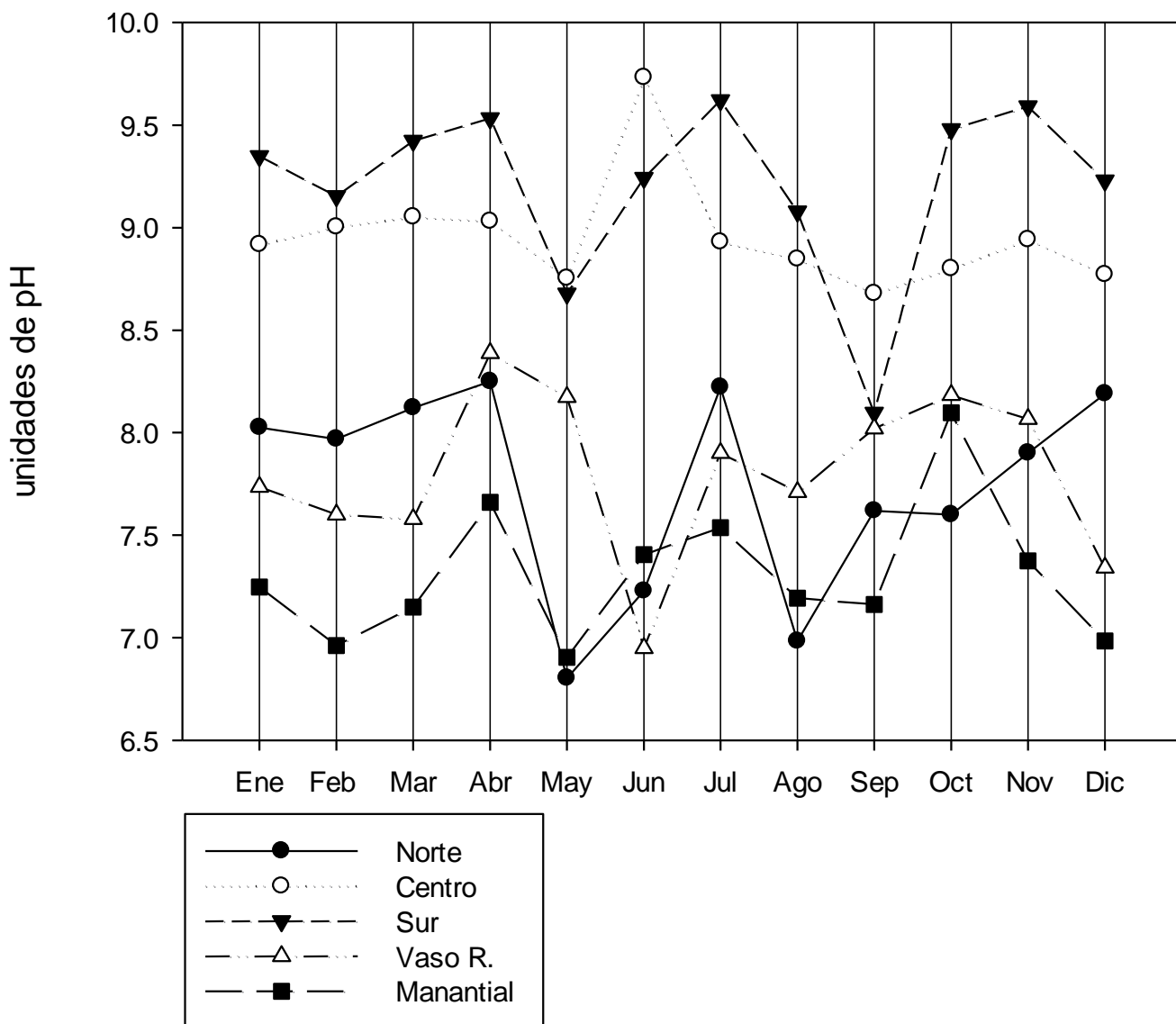


Figura 14. Gráfica de la variación temporal del pH a lo largo de un ciclo anual en los cinco lagos de la Cantera Oriente.



## REFERENCIAS.

Alcocer, J. 1995. Análisis holístico de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos litorales de seis lagos-cráter con un gradiente de salinidad. Tesis de Doctor en Ciencias (Biología). Facultad de Ciencias, UNAM, México. 106 pp.

Alcocer J. y Bernal-Brooks F. W. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644:15-68.

Alcocer, J. y Escobar, E. 1988. Limnology of Alchichica Lake (Mexico). *Memorias del IV International Symposium on Athalassic (Inland) Saline Lakes*. Banyoles.

Alvarez-Cobelas M. y Jacobsen B. A. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum* 2: 184-199.

APHA, AWWA y WPCF. 1995. Standard methods (for the examination of water) and wastewater, American Public Health Association, United State. 861-863.

Arar, E.J. y Collins G. B. 1997. Method 445.0. *In vitro* determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. Revision 1.2. U.S. Environmental Protection Agency.

Araújo, M. F. y Godinho M. J. L. 2008. Seasonal and spatial distribution of bacterioplankton in a fluvial lagunar system of a tropical region: density, biomass, cellular volume and morphologic variation. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51: 203-212

Avila-Reyes E. 2013. Efecto de la relación nitrógeno/fósforo sobre los ciliados y bacterias en un lago hipertrófico. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 78pp.

Bacelar-Nicolau, P., Nicolau L. B., Marques J. C., Morgado F., Pastorinho R. y Azeiteiro U. M. 2003. Bacterioplankton dynamics in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecol.* 24: 65-67.

Bañuelos R. I. S. 1982: Variación estacional de la contaminación bacteriana coliforme en tres lagunas costeras del estado de Tabasco, México. Tesis Licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 34 pp.

Bellinger, E. G., 1979. The response of algal populations to changes in lake water quality. En: *Biological Indicators of Water Quality*. James, A. y Evison L. (eds.): 9-27.

Bermúdez J. R. 2010. Diversidad del orden Cladópera (Crustacea: Branchiopoda: Phyllopoda) de las pozas de la REPSA, Ciudad universitaria, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. UNAM. 67pp.

Biddanda, B., Ogdahl M. y Cotner J. 2001. Dominance of bacterial metabolism in oligotrophic relative to eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* 46: 730-739.

Billen, G., Servais P., y Becquevort S. 1990. Dynamics of bacterioplankton in oligotrophic and eutrophic aquatic environments: bottom-up or top-down control? *Hydrobiologia.* 207: 37- 42.

Bratbak, G. 1985. Bacterial biovolume and biomass estimations. *Applied and Environmental Microbiology.* 49: 1488-1493.

Buholce, L., V. Licite, E. Boikova y U. Botva. 2105. Structural composition of protozooplankton communities in relation to environmental factors in shallow lakes and reservoirs of Riga, Latvia. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences (PLOSE) Sec. B.*, 69, 105-111.

Burns W. C., y Galbraith L. M. 2007. Relating planktonic microbial food web structure in lentic freshwater ecosystems to water quality and land use. *Journal of Plankton Research* 29: 127-139.

Callieri, C. y Bertoni R. 1999. Organic carbon and microbial food web assemblages in an oligotrophic alpine lake. *Journal of Limnology:* 58: 136-143.

Campbell R. 1987: *Ecología Microbiana*. Limusa. México. 153-204.

Capblancq, J. y Catalan J. 1994. Phytoplankton: which, and how much? In: Margalel, R. (eds). *Limnology now: A paradigm 01 planetary problems*. Elsevier Science B.V. 9.36.

Choi, K., Dobbs F. y Cowen R. 2001. Short-term temporal and spatial dynamics of bacterioplankton near Barbados in the Caribbean Sea. *Aquat. Microb. Ecol* : 25: 43-53.

Church, M., Hutchins D. y Ducklow H. 2000. Limitation of bacterial growth by dissolved organic matter and iron in the Southern Ocean. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66 (2): 455-466.

Cobelas, A. M., y Jacobsen B. A. 1992. Hypertrophic phytoplankton: an overview. *Freshwater Forum* 2: 184–199.

Cole, J. J., Findlay, S. y Pace, M. L. 1988. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross overview. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 43: 1-10.

Cole, J., Pace M., Caraco N. y Steinhart G. 1993. Bacterial biomass and cell size distributions in lakes: More and larger cells in anoxic waters. *Limnology and Oceanography*. 38: 1627-1632.

Cotner J. B. y Biddanda, B. A. 2002. Small players, large role microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems* : 5 105-121.

Daniel, W.W. 2002. *Bioestadística, base para el análisis de las ciencias de la salud*. 4ª. (eds) Editorial Limusa Wiley. México. 810pp.

Dolbeth, M., Pardal, M. A., Lilleblo, A. I., Azeiteiro U. y Marques J. C. 2003. Short and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*. 10: 1133-1135.

Domínguez P. I. 2006. Estudio de la diversidad de zooplancton y fitoplancton de la laguna de Zumpango (Estado de México) para uso de la biomanipulación. Tesis de maestría. Posgrado de Ciencias Biológicas. UNAM. 75pp.

Eiler A., Langenheder S., Bertilsson S., and Tranvik L. J. 2003. Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. *Applied and environmental microbiology*. 69 (7): 3701–3709.

Elliot, J. M. 1983. Statistical analysis of sample of benthic invertebrates. Westmorland. The Freshwater Biological Association. Publication No. 25.

Enriquez G. C., Nandini S. y Sarma, S.S.S. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in lake Huetzalín. Xochimilco, Mexico. *Limnologica*. 39: 283-291.

Felip M., Cole J.J. y Peace L.M. 1996. Regulation of planktonic bacterial growth rates: the effects of temperature and resources. *Microbial Ecology*. 31: 15-28.

Felip, M., Bartumeus, F., Halac, S. y Catalán, J. 1999. Microbial plankton assemblages, composition and biomass, during two ice-free periods in a deep high mountain lake (Estany Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology*. 58: 193-202.

Figueredo C. C. y Giani, A. 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*. 445: 165-174.

Flores N. 2008. Urban Lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. *Proceedings of Taal 2007: The 12th. World lake Conference*, 1333-1337.

Fry J. C. 1990. Direct methods and biomass estimation. In: Grigorova R, Norris JR (eds) *Academic Press. Methods in microbiology*. London. 22: 41–85.

González G. S. 2015. Variación estacional de rotíferos Monogonontos (Rotifera) en la zona litoral de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, México D.F. durante 2013-2014. Tesis de maestría. Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. 118pp.

Grant, D.T. y Long, P.W.E. 1989. *Microbiología ambiental*. Acribia. España. 37- 44.

Heinänen A. 1992. Bacterioplankton in a subarctic estuary: The Gulf of Bothnia (Baltic Sea) Marine Ecology Progress Series. 86: 123-131.

Hutchinson G. E. 1957. A treatise on limnology. Wiley, Chicago. 1015 pp.

Jiménez C. J. 2007. Diversidad y densidades de rotíferos en Monogonontos en algunos canales del lago Xochimilco. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. 48pp.

Kirschner A. y Velimirov B. 1997. A seasonal study of bacterial community succession in a backwater system, indicated by variation in morphotype numbers, biomass and secondary production. Microb. Ecol. 34: 27- 39.

La Ferla, R., A. Giudice y G. Maimone. 2004. Morphology and LPS content for the estimation of marine bacterioplankton biomass in the Ionian Sea. Sci. Mar. 68 (1): 23-32.

Lamper, W. y Sommer, U. 1997. The ecology of lakes and streams—Oxford. University Press. Oxford. 382pp.

Lewis, W.M. 1990. Comparisons of phytoplankton biomass in temperate and tropical lakes. Limnol. Oceanogr. 35 (8): 1838-1844.

Lewis W. M. 1996. Tropical lakes: How latitude makes a difference. En Schiemer, F. y Boland, K. T. Ed. Perspectives in tropical limnology. SPB Academic Publishing. 43-64.

López S. G. 2012. Estudio experimental del impacto de *Poecilia reticulata* (guppy) y de las condiciones ambientales sobre el ensamblado de rotíferos en el lago urbano Tezozomoc. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. 57pp.

Lot, A. 2007. Guía Ilustrada de la Cantera Oriente. Caracterización ambiental e inventario biológico. Secretaria Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la investigación científica. Universidad Nacional Autónoma de México. 246pp.

Lot, A. y Camarena, P. 2009. El Pedregal de San Ángel de la ciudad de México: reserva ecológica urbana de la Universidad Nacional. Secretaria Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México. 19-25.

Loza, A. S., Victoria-Orozco, M. y Lujoiyo-Gallardo, M. 2009. Distribución de la biomasa de las fracciones planctónicas <200 µm y su contribución relativa a la biomasa total en las aguas oceánicas de la región noroccidental de Cuba. Instituto de oceanología, Ministerio de ciencias, tecnología y medio ambiente. Rev. Invest. 30(1): 11-19.

Lugo V. A. 2000. Variación espacial y temporal de la estructura de la comunidad planctónica del lago de Alchichica, Puebla, con algunos aspectos de interacciones tróficas. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. 105pp.

Lugo Vázquez A., Sánchez R. Ma. del R., Morlan M. J., Peralta S. L., Arellanes J. E.A., Escobar O., M. A. and Oliva M. M. G. 2017. Ciliates and trophic state: study in five adjacent urban ponds in Mexico City. Jour. Env. Res. 38: 1160-1170.

Makino, W. y Cotner, J. 2004. Elemental stoichiometry of a heterotrophic bacterial community in a freshwater lake: implications for growth-and resource-dependent variations. Aquat. Microb. Ecol. 34: 33-41.

Margalef, R. 1983. Limnología. Omega, Barcelona. 1010 pp.

McCarthy M. J., Lavrentyev P. J. 2007. Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial Bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China). Hidrobiologia. 581: 195-207.

Muro C. G. 1994. Contribución al conocimiento de la distribución y abundancia de los cladóceros en tres lagos de Chapultepec. Tesis de licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. UNAM.65pp

Nacif-Osorio Y. 2007. Dinámica hidrológica de la presa de Atlangatepec, Tlaxcala. Análisis de indicadores bacterianos. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas. UNAM. 75pp.

Novoa, M. D., Luque, M. E., Lombardo, D. y Martínez de Fabricus, A. L. 2006. Estudio ficológico de los lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. Boletín de la sociedad Argentina de botánica. 87 pp.

Oksanen J., Blanchet F., Kindt R., Legendre P., O'Hara R. B., Gavin L., Solymos S., Solymos P., Stevens M. H. H. y Wagner H. 2010. Vegan: Community Ecology Package. Ver. : 1: 2-17.

Porter, G.K. y Feig, S.Y. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol. Oceanogr.* 25(5): 943-948.

Posch T., Pernthaler, J., Alfreider, A., Psenner, R. 1997. Cellspecific respiratory activity of aquatic bacteria studied with the tetrazolium reduction method, Cyto-Clear slides, and image analysis. *Appl Environ Microbiol* 63: 867–873.

Posh T., Loferer-Krößbacher M., Gao, G., Alfreider, A., Pernthaler, J. y Psenner, R. 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volumen to carbon conversion factors. *Aquat. Microb. Ecol.* 25: 55-63.

Pritchard R. H., Tempest D. W. 1982. Growth: cells and populations In: Mandelstam, J., McQuillen, K., Dawes, I. Ed *Biochemistry of bacterial growth*, 3rd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 99-123.

Psenner, R. y R. Sommaruga. 1992. Are rapid changes in bacterial biomass caused by shifts from topdown to bottom-up control. *Limnol. Oceanographic*, 37 (5): 1092-1101.

Reyes R. N. 2004. Estudio de la variación espacial y temporal de las bacterias planctónicas de los lagos “la Luna” y “el Sol”, Toluca Estado de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. 47pp.

Rheinheimer, G. 1978. Microbiología de las aguas. Ed. Cribia. Zaragoza, España. 299 pp.

Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel (Distrito Federal, México). Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas 8(1-2): 59-129.

Santiago L. A. M. 2016. Estudio comparativo del zooplancton (rotíferos y cladóceros) en los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, D.F. y su relación con el estado trófico. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM. 67pp.

Schaeffer, D. J., E. E. Herricks y H. W. Kerster. 1988. Ecosystem Health I. Measuring Health. Environmental Management. 12(4): 445-455.

Schauer, M., Balague, V., Pedros A. C. y Massana, R. 2003. Seasonal changes in the taxonomic composition of bacterioplankton in a coastal oligotrophic system. Aquat. Microb. Ecol. 31: 163-174.

Schnoor, J. L. 1995. Environmental model, fate and transport of pollutants in water, air and soil. Wiley-Interscience Publication. New York. 682 pp

Schueler, T. y Simpson, J. 2003. Why urban lakes are different in Watershed Protection Techniques, supl. special issue: Urban Lake Management; Ellicott City Tomo 3, N.º 4: 747-750.

Sokal, R. R. y Rohlf, F. J. 1999. Introducción a la bioestadística. Ed. Reverté. México. 362 pp.

Sommaruga R. 1995. Microbial and classical food web: A visit to a hypertrophic lake. FEMS Microbial Ecology.17: 257-270.

Thingstad, T. 2000. Control of bacterial growth in idealized food webs, in: Kirchman. Ed. Microbial ecology of the oceans. Wiley Series in Ecological and Applied Microbiology. 230- 260.



Tumber P. V., Robarts D. R., Arts T. M., Evans S.M. y Caldwell E.D. 1993. The influence of environmental factors on seasonal changes in bacterial cell volume in two Prairie saline Lakes. *Microbial Ecology*. 26(1):9-20.

Turley, C. M., Newell, R. C., Robins, D. B. 1986. Survival strategies of two small marine ciliates and their role in regulating bacterial community structure under experimental conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 33: 59-70.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.

Valencia, J., Abalde, J., Bode, A., Cid, A., Fernández, E., González, N., Lorenzo, J., Teira, E. y Varela, M. 2003. Variations in planktonic bacterial biomass and production, and phytoplankton blooms off a Coruña (NW Spain). *Sci. Mar.* 67 (2): 143-157.

Van Gemerden, H., Kuenen, J. G. 1984. Strategies for growth and evolution of micro-organisms in oligotrophic habitats. In: Hobbie, J., Williams, J. LeB. (eds.) *Heterotrophic activity in the sea*. Plenum Press, New York. 54pp.

Velasco, P. A. 1982. Evaluación de la calidad del agua con base en algunos aspectos de la comunidad fitoplanctónica del Lago Pátzcuaro, Mich. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 84 pp.

Vlahos, P., Mackay, D., Eisenreich, S. J., y Hornbuckle, K. C. 1995. Exchange of chemicals between the atmosphere and lakes. Springer Verlag. *Physics and Chemistry of Lakes*. Berlin. 167-184.

Westlake D.F., Adams M.S., Bindloss M.E., Granf G.G., Gerloff G.C., Hammer U.T., Javornicky P., Koonce J.F., Marker A.F.H., McCracken M.D., Moss B., Nauwerck A., Pyrina I.L., Steel J.A.P., Tilzer M., Walters C.J. 1980. Primary production, en: *The functioning of freshwater ecosystems*, Ed. LeCren E.D. y Lowe-McConnel, R.H., International Biological Programme. 22. Cambridge University Press, Inglaterra. 141-246.

- Wetzel, R. G. 1981. *Limnología*. Omega. Barcelona. 519-521. 696pp.
- Wetzel, R. G. 2002. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3a Ed. Academic Press, San Diego. 1006pp.
- Wetzel, R. G. y Likens, G. E. 2001. *Limnological analyses*. Saunders. Philadelphia. 357 pp.
- Wright, S. W., Jeffrey, S. W., y Mantoura, R. F. C. 1997. Evaluation of methods and solvents for pigmentex/melion. Pp. 261-282. In: Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C., y Wright, S.W. (eds). *Phytoplankton pigments in oceanography: Guidelines to modern methods*. UNESCO. 645pp.
- Yannarell A. C., Kent A.D., Lauster G.H., Kratz T.K. y Triplett E.W. (2003): Temporal Patterns in bacterial communities in three temperate Lakes of different trophic status. *Microbial. Ecology*. 46(4): 391- 405.
- Zou, Q., Z. Lu, Ch. Li, Y. Li, P. Huang 2013. Seasonal pattern of planktonic ciliates in a subtropical shallow urban lake. *Curr. Res. J. Biol. Sci.*, 5: 210–219.