



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER
EL GRADO ACADÉMICO DE
LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

“ANÁLISIS DE LA COMPOSICIÓN ALGAL EN RELACIÓN A LOS PARÁMETROS
AMBIENTALES DURANTE EL VERANO EN LA LAGUNA DON TOMÁS, LA
PAMPA, ARGENTINA”.

Bárbara Daniela NEHER

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2011

Prefacio

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Licenciado en Ciencias Biológicas, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Laboratorio de Ficología, dependiente del Departamento de Ciencias Naturales, durante el periodo comprendido entre el 5 de agosto de 2010 y 22 de marzo de 2011, bajo la dirección de la Dra. Álvarez, Susana B.; y bajo la codirección del Dr. Pilati, Alberto.

Agradecimientos

Le agradezco a mis directores Susana Beatriz Álvarez y Alberto Pilati por dedicar sus tiempos en mi aprendizaje, a Graciela Inés Bazán por la ayuda continua en mi trabajo de investigación y a las chicas del laboratorio, María José y Andrea por el tiempo compartido. A Santiago Echaniz y Alicia Vignatti por haber brindado información sobre la Laguna Don Tomás.

Por último y más afectivo agradecimiento a mi familia por el esfuerzo de todos estos años y la positividad que siempre me brindan. Y a Fer por escucharme todos los días hablar de la Tesina.

22/03/2011

.....

Departamento de Ciencias Naturales

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Resumen

Los cuerpos de agua de la región pampeana argentina son naturalmente eutróficos. Sin embargo, algunos han pasado de eutróficos a hipereutróficos debido al volcado de aguas residuales cargadas de nutrientes. La laguna Don Tomás se encuentra ubicada en las cercanías de la ciudad de Santa Rosa ($64^{\circ} 19' 03''$ W, $36^{\circ} 37' 20''$ S) y es un cuerpo de agua somero, permanente e hipereutrófico. El objetivo del trabajo fue identificar y cuantificar la ficoflora de la laguna Don Tomás durante el verano de 2009 y, relacionar los resultados alcanzados con parámetros limnológicos básicos. Se identificaron 53 taxa pertenecientes a las Clases Chlorophyceae, Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae y Chrysophyceae.

A fines de febrero y marzo se verificó un aumento de la riqueza, lo que se tradujo en un mayor índice de biodiversidad. Asimismo, se comprobó un aumento de densidad algal lo que se reflejó en una mayor concentración de clorofila. Aparecieron especies capaces de fijar nitrógeno atmosférico, cuando el nitrógeno disuelto en agua probablemente ya fue consumido por las algas presentes en los meses anteriores. Las algas capaces de fijar nitrógeno atmosférico son algas verde-azuladas (Cyanophyceae). Este es un proceso típico de la sucesión algal en ecosistemas acuáticos, el cual fue planteado por diversos investigadores, entre ellos el modelo PEG. La Equitatividad dió cercana a 0 en todos los meses, lo que sugiere que la comunidad fitoplanctónica se encuentra dominada por una única especie, *Plankthotrix agardhii* (Cyanophyceae).

Abstract

Water bodies of the Pampean region in Argentina are naturally eutrophic. However, some have shifted from eutrophic to hypereutrophic because of the dumping of waste water loaded with nutrients. Don Tomás, shallow lake, is located near the city of Santa Rosa (64 ° 19 '03 " W, 36 ° 37' 20 " S). This is a shallow body of water, permanent and hypertrophic. The objective was to identify and quantify the algal flora of Don Tomás in the summer of 2009 and relate the results with basic limnological parameters. 53 taxa were identified belonging to the classes Chlorophyceae, Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae and Chrysophyceae.

In late February and March an increase in algal richness was registered which resulted in a higher biodiversity index value. Also, an increase of algal density that was given that was reflected in a higher chlorophyll concentration. Species appeared capable of fixing atmospheric nitrogen when nitrogen dissolved in water was probably consumed by the algae in the preceding months. The algae can fix atmospheric nitrogen are blue-green algae (Cyanophyceae). This is a typical process of algal succession in aquatic ecosystems, which was researched, including the PEG model. This is a typical process of algal succession in aquatic ecosystems, which was analyzed by many researchers, including the PEG model. Evenness gave close to 0 in all months, suggesting that the phytoplankton community is dominated by a single species, *Plankthotrix agardhii* (Cyanophyceae).

Índice

Prefacio	1
Resumen	2
Introducción	7
Hipótesis	10
Objetivos	10
Área de estudio	11
Materiales y métodos	13
Resultados y discusión	15
Parámetros ambientales	
Conductividad y salinidad	15
Transparencia de agua y profundidad fótica	15
Temperatura, oxígeno disuelto y nutrientes del agua	15
Parámetros biológicos	
Clorofila <i>a</i>	17
Fitoplancton	18
Índice de Biodiversidad y Equitatividad	20
Conclusión	25
Bibliografía	26

Figuras

1: Laguna Don Tomás, Santa Rosa, La Pampa	11
2: Distribución de probabilidad por categorías tróficas según la profundidad de lectura del disco de Secchi	12
3: Concentración de nitrógeno total en los tres meses de verano de 2009	16
4: Concentración de fósforo total en los tres meses de verano de 2009	16
5: Concentración de clorofila durante enero, febrero y marzo	17
6: Severidad de la limitación algal (d') ante adiciones de diferentes nutrientes (N, P y N+P) para las muestras de agua pertenecientes a los tres meses de verano	18
7: Fluctuaciones de la concentración de clorofila durante los tres meses muestreados, en relación al índice de diversidad (H) para cada mes	21
8: Regresión lineal entre diversidad y concentración de clorofila	21
9: Abundancia relativa por grupo de algas en relación a la equitatividad (E) para cada uno de los meses	22
10: Abundancia relativa y Riqueza para el mes de enero	22
11: Abundancia relativa y Riqueza para el mes de febrero	23
12: Abundancia relativa y Riqueza para el mes de marzo	23
Fotografía 1: Laguna Don Tomás	12

Tablas

1: Parámetros ambientales medidos en la laguna Don Tomás en enero febrero y marzo de 2009.	17
2: Lista taxonómica de algas identificadas en el fitoplancton de la laguna Don Tomás (Santa Rosa, Argentina) durante el verano 2009.	19
3: Relación entre el número de células sin capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y las que sí tienen esa capacidad, para cada uno de los meses.	24

Introducción

La eutrofización es el aumento de la condición trófica o productividad de un lago (Lampert y Sommer, 2007). Este es un proceso lento y natural en la historia geológica, pero la aceleración en el modo en el que está ocurriendo actualmente, es producto de actividades antrópicas. Tanto las fuentes de contaminación puntuales como las no puntuales aportan nitrógeno y fósforo, los cuales son los nutrientes que favorecen el crecimiento algal (Lampert y Sommer, 2007; Suthers y Rissik, 2008). Ejemplos de fuentes no puntuales son el ingreso por escorrentía al cuerpo de agua de los restos de fertilizantes utilizados en la agricultura y el uso excesivo de detergentes por la población (Carpenter *et al.*, 1999).

Los estudios clásicos de limnología (Schindler, 1974; Findlay y Kasian, 1987), han concluido que el principal factor limitante para el crecimiento algal en un lago o laguna es el fósforo. Aumentos en la concentración de este nutriente hacen que el P pierda su efecto limitante, por lo que las algas, al crecer desmesuradamente comienzan a agotar el N, que se vuelve limitante. Esto provoca la proliferación de las cianofíceas, debido a que muchas especies tienen la capacidad de fijar este elemento desde la atmósfera. Como consecuencia del aumento de la densidad de organismos fotosintéticos, el agua se vuelve verdosa y turbia, aumentando la cantidad de oxígeno en el agua superficial y disminuyendo la profundidad de lectura del disco de Secchi. (Bécares *et al.*, 2004). La muerte del fitoplancton provoca la acumulación de materia orgánica en el fondo y si el lago es profundo, la aparición de bacterias descomponedoras que pueden generar condiciones de anoxia. Estas condiciones de anaerobiosis comúnmente resultan en la producción de metano y sulfuro de hidrógeno, conocido por producir fuertes olores indeseables (Arce Garcia, 2010).

Acompañando los cambios tangibles ya mencionados (color y olor), dentro del cuerpo de agua ocurren cambios en la composición y densidad de la taxocenosis de peces y algas que pueden pasar desapercibidos por el ojo humano. Dada la gran acumulación de fitodetritos en el fondo del lago, la comunidad de peces planctívoros existentes puede ser reemplazada por una dominada por peces bentívoros, los cuales remueven el sedimento contribuyendo aún más al aumento de la turbidez (Bécares *et al.*, 2004) y a la resolubilización de nutrientes desde los sedimentos, en un proceso de eutrofización interna (Smolders *et al.*,

2006). Las algas, por otro lado, tienden a aumentar su biomasa y disminuir su diversidad debido a la dominancia de cianobacterias, algunas de las cuales presentan heterocistos, células especializadas de paredes celulares gruesas para la fijación de nitrógeno atmosférico. Estos se distribuyen a lo largo o al final del tricoma (cianobacterias multicelulares filamentosas) y tienen conexiones intercelulares con las células vegetativas adyacentes, de tal manera que existe un continuo movimiento de los productos de la fijación de nitrógeno desde los heterocistos hacia las células vegetativas y de productos fotosintéticos de las células vegetativas hacia los heterocistos (Todar, 2004). Los heterocistos carecen de fotosistema II, productor de oxígeno en la fotosíntesis, (Taiz y Zeiger, 2006).

El explosivo crecimiento de algas nocivas es uno de los efectos más perniciosos de la eutrofización debido a que la proliferación del fitoplancton puede provocar la muerte de peces o zooplancton por la aparición de algas espinosas que inflaman los apéndices natatorios o respiratorios de estos animales (Suthers y Rissik, 2008) o por la producción de potentes toxinas que perjudican a la biota acuática o incluso a los seres humanos. En algunos casos la proliferación puede culminar en una floración algal, la cual puede transformar a las aguas en “lagunas espumosas” o en “una sopa de arvejas” con una capa superficial verde y turbia. Además, ante el aumento de las concentraciones de nutrientes en un lago, no sólo aumenta el crecimiento algal, sino también la biomasa de todas sus comunidades pelágicas. Esta generalización también se cumple para las grandes lagunas pampeanas, ya que se ha verificado que tanto la biomasa del fitoplancton, como las del microzooplancton, el zooplancton de crustáceos y la comunidad de peces están positiva y significativamente relacionadas con las concentraciones de fósforo y nitrógeno en la columna de agua (Quirós, 2005).

Las lagunas de llanuras son muy poco profundas y no estratifican térmicamente excepto por períodos breves. Según los estados alternativos de las lagunas propuesto por Quirós (2005), encontramos lagunas de aguas “claras” que presentan una relativamente alta transparencia del agua y lagunas de aguas “turbias” que se muestran verdosas y turbias. Gran parte de estos cuerpos de agua pasan por un período de “fase clara” y durante este ciclo estacional se desarrollan complejas interacciones ecosistémicas que favorecen que una laguna generalmente “turbia” sea recolonizada por macrófitas. Para las lagunas “altamente turbias” este proceso se ve impedido en grado directo por el nivel de deterioro del sedimento y las fuertes tormentas de viento que provocan comúnmente la resuspensión

del abundante sedimento orgánico e inorgánico. Sin embargo, la acción del oleaje sería menor en las lagunas claras dada la protección ejercida por las macrófitas (Quirós, 2005).

Los cuerpos de agua de la región pampeana argentina son naturalmente eutróficos (Quirós *et al.*, 2002). Sin embargo, algunos han pasado de eutróficos a hipereutróficos debido al accionar de los humanos y al volcado de aguas residuales cargadas de nutrientes, como podría ser el caso de la laguna Don Tomás ubicada en las cercanías de la ciudad de Santa Rosa. Sin embargo, estudios recientes realizados en lagunas de la provincia de La Pampa han brindado la información que aquellas que están rodeadas por regiones de uso agronómico y ganadero poseen concentraciones de nutrientes más elevadas que las influidas por urbanizaciones. (Echaniz, com. pers.).

Don Tomás es un cuerpo de agua somero, polimítico (poseen una circulación frecuente de toda la columna de agua; con cortos intervalos de calentamiento, una débil estratificación, seguidos de un rápido enfriamiento y vientos) (Pilati com. pers.). Distintos estudios demostraron que puede ser considerado hipereutrófico (Echaniz *et al.*, 2008) y que además las algas no están limitadas por P sino por N (Trucco, 2008). Se han publicado trabajos donde se ha detectado en la laguna Don Tomás la formación de florecimientos algales en el verano y otoño de 2003 dominados por *Plankthotrix agardhii*, los cuales coincidieron con una importante mortandad de peces (Álvarez *et al.*, 2005). Este problema nos compete a todos los habitantes de Santa Rosa, ya que la laguna es considerada un centro recreativo y pesquero.

Existe un modelo para predecir los cambios estacionales del plancton en lagos oligotróficos y eutróficos, llamado modelo PEG (*Plankton Ecology Group*) desarrollado por Sommer *et al.*, (1986). Este modelo propone una explicación paso a paso de los eventos estacionales del fitoplancton y zooplancton en un lago estándar e idealizado y predice dos picos de clorofila: uno en primavera y otro en verano, con dominancia de diferentes tipos de algas. Aunque es satisfactoriamente aplicado a lagos del hemisferio norte, hubo casos en el que este modelo no describió adecuadamente lo ocurrido en lagos del Hemisferio Sur, como el estudiado en Australia por Matveev *et al.* (2005). Además, debido a que nunca ha sido testeado para la laguna Don Tomás, en este trabajo se analizó si la dinámica de las algas presentes durante el verano en la laguna Don Tomás se corresponde con la predicha en este modelo. Con este fin se propone la siguiente hipótesis:

•El grupo de algas predominantes para la estación de verano en la laguna Don Tomás será, en primera instancia, aquellas que no tengan la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico. Luego, cuando la concentración de nitrógeno en el cuerpo de agua sea más escasa aparecerán aquellas algas capaces de fijar N atmosférico. Tales son las que presentan heterocistos.

Para testear esta hipótesis se han formulado los siguientes objetivos:

1. Identificar a nivel específico la ficoflora de la Laguna Don Tomás en los meses de verano (enero- febrero- marzo).
2. Analizar cuantitativamente las muestras y determinar los índices de diversidad y equitatividad algal para cada uno de los meses.
3. Relacionar los resultados alcanzados con parámetros limnológicos básicos como concentración de nutrientes totales (N y P), oxígeno disuelto, clorofila, y conductividad.

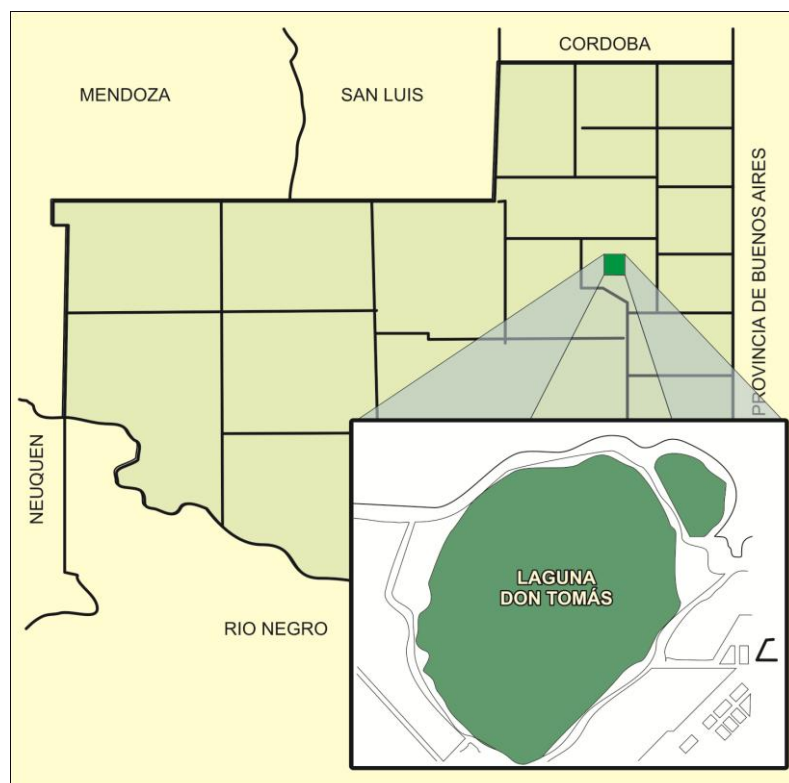
Área de estudio

La laguna Don Tomás ($64^{\circ} 19' 03''$ W y $36^{\circ} 37' 20''$ S) es un cuerpo de agua somero y permanente con una profundidad máxima de 2,3 m y una superficie de 135,2 ha, situado al oeste de la ciudad de Santa Rosa (figura 1) (Echaniz *et al.*, 2008). Se halla sometida a una marcada influencia antrópica por estar en la zona aledaña a la ciudad y reviste un interés especial ya que es utilizada principalmente como espacio recreativo y como sitio de pesca deportiva-recreativa (Echaniz y Vignatti, 2001).

Los desagües cloacales provenientes de los piletones de tratamiento aportaron hasta 1987, grandes cantidades de N y P, lo cual provocó que la laguna se comporte como hipereutrófica según el índice de Carson (1977). Actualmente sólo recibe el lavado de la ciudad por tormentas ocasionales (Echaniz *et al.*, 2008).

La transparencia normal del agua en la laguna Don Tomás es de 0,15 m aproximadamente. Según lo propuesto por el Comité de Eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE), que determina el estado trófico de un cuerpo de agua empleando la profundidad del disco de Secchi, la ubicamos dentro del rango de los hipereutróficos (figura 2).

Figura 1: Laguna Don Tomás, Santa Rosa, La Pampa.



Fotografía 1: Laguna Don Tomás.

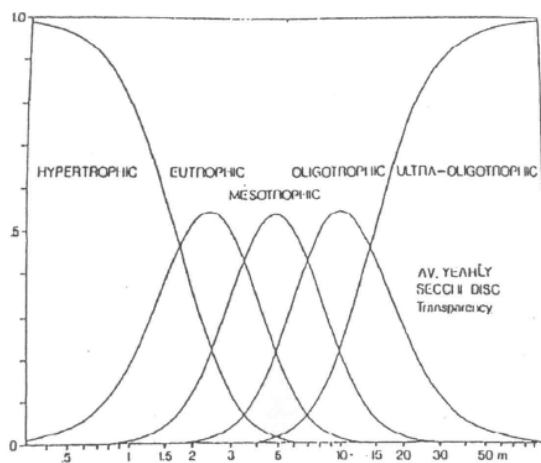


Figura 2: Distribución de probabilidad por categorías tróficas según la profundidad de visión del disco de Secchi.

Materiales y Métodos

Se recolectaron un total de 12 muestras, con una frecuencia mensual durante el período comprendido entre diciembre de 2008 a diciembre de 2009 en la Ciudad de Santa Rosa, en el marco del Proyecto “Determinación de los nutrientes limitantes para el crecimiento algal de la Laguna Don Tomás”. En este trabajo fueron analizadas las muestras pertenecientes a la estación de verano (enero- febrero-marzo).

Los parámetros ambientales que se consideraron fueron: conductividad, pH, transparencia, temperatura, oxígeno disuelto del agua y las concentraciones de nutrientes. La clorofila *a* y las muestras de fitoplancton fueron calificadas como parámetros biológicos.

Considerando que la laguna Don Tomás es un cuerpo de agua polimíctico, y que en toda su columna de agua posee generalmente la misma temperatura, las determinaciones de la concentración de oxígeno disuelto en agua y los otros parámetros se realizaron en la zona subsuperficial de la laguna (0 y 0,5 m de profundidad).

La salinidad (mg/L) se estimó multiplicando la conductividad (μS) por el factor 0,67 (Echaniz, com. pers.). La conductividad del agua se midió con un conductímetro Oakton TDSTestr 20.

La transparencia del agua se determinó con el disco de Secchi, y la profundidad de la zona fótica se calculó como la profundidad del disco de Secchi por 3.3 (Kalff, 2002).

$$Z_{\text{eu}} = 3.3 * Z_{\text{DS}}$$

Siendo Z_{eu} = profundidad de la zona fótica y Z_{DS} = transparencia del disco de Secchi.

Se registraron temperaturas mensuales y perfiles de oxígeno. Esta medición se realizó con un oxímetro YSI modelo 55. El pH se registró con un termopeachímetro digital Corning PS 15.

Entre los nutrientes se midieron fósforo y nitrógeno totales de la zona fótica de la columna de agua en forma mensual. Las determinaciones fueron realizadas por el laboratorio certificado “La Pampa Agrícola”.

Para detectar cual es el nutriente limitante de la comunidad algal se realizaron bioensayos siguiendo el protocolo de Downing *et al.* (1999), que consiste en observar el crecimiento algal bajo el agregado de diferentes nutrientes. Las incubaciones, que duraron 48 horas, se realizaron a 200 $\mu\text{moles PAR m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ siguiendo el protocolo establecido por Vanni *et al.* (2006). La severidad de la limitación por un determinado nutriente se determinó usando la siguiente fórmula:

$$\text{Atratamiento} = \ln (\text{Chl tratamiento} / \text{Chl control}) / \text{tiempo}$$

Para detectar diferencias significativas entre la severidad de limitación observada bajo la adición de N, P o N + P, se realizó un ANOVA seguido de un test Tukey HSD de comparación de medias (JMP software, SAS Institute).

La clorofila se extrajo con acetona fría (4° C) y se registró la fluorescencia del pigmento con un fluorómetro de mano Aquafluor, de Turner Designs antes y después de una acidificación con ácido clorhídrico 0,1 N para contar desviaciones debido a la presencia de feopigmentos (Arar y Collins, 1997).

Las muestras de fitoplancton se obtuvieron a través del llenado de botellas de 1,5 litros en el centro de la laguna, donde no se registró vegetación arraigada. Las muestras, una vez fijadas con formol 4 %, se incorporaron al Herbario de la Asignatura Biología de Protistas I. Para el análisis taxonómico se utilizó bibliografía específica para cada grupo: Geitler (1932), Smith (1950), Prescott (1951), Desikachary (1959), Komárek y Fott (1983), Bourrelly (1985).

Los recuentos se realizaron por transectas según el método propuesto por Villafañe & Reid (1995). Se predeterminaron tres transectas horizontales equidistantes evitando los efectos de bordes. Se utilizó un portaobjetos y un cubreobjetos de 19 x 19 mm, en el portaobjetos se sedimentó una alícuota de 0.1 ml, esto permitió la observación del material con un aumento de 400 X. Se contaron más de una cámara hasta obtener un promedio de individuos constante, el cual se logró con cinco cámaras en las muestras de fitoplancton.

Para los organismos filamentosos, *Plankthotrix*, *Phormidium*, se consideró como unidad una longitud equivalente al largo de un organismo unicelular frecuente como *Cyclotella* y/o *Fragilaria*.

Se calculó el índice de diversidad: H (Shannon & Weaver, 1963) y el componente de equitabilidad: E. Según las fórmulas:

$$H = -\sum p_i \cdot \ln p_i$$

Siendo $p_i = N_i/N$ = es la proporción de la i especie en la comunidad.

N_i = número de individuos de la i especie.

N = número total de individuos de la comunidad.

$$E = H / \ln S$$

S = número de especies en la comunidad.

Dado que los valores de E varían entre 0 y 1, si el resultado obtenido es igual o cercano a 0, se considera que en la muestra hay dominancia de una o unas pocas especies, en cambio si el valor es cercano a 1 significa que todas las especies de un colectivo están igualmente representadas o son equifrecuentes.

Para el análisis y posterior discusión de los resultados se utilizó el software Excel de Microsoft Office 2007, JMP software, SAS Institute, Sigma-Plot y CorelDRAW X4 para realizar las estadísticas y gráficos respectivamente.

Resultados y Discusión

Parámetros ambientales

La conductividad eléctrica del agua fue de 1089 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$, 1188 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ y 1265 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ en enero, febrero y marzo respectivamente. Estas conductividades correspondieron a salinidades de 0,72 g/L, 0,79 g/L y 0,84 g/L en enero, febrero y marzo respectivamente. Este aumento de salinidad se correspondió con la baja de la cota debido a la fuerte sequía. La transparencia del agua, determinada con disco de Secchi, fue de 0,14 m, 0,16 m y 0,13 m en enero, febrero y marzo respectivamente. La profundidad de la zona fótica se estimó en 0,462 m para enero, 0,528 m para febrero y 0,429 m para marzo. El valor bajo de la transparencia del agua estuvo dado por la presencia de sólidos suspendidos orgánicos (probablemente algas).

La temperatura del agua, determinada *in situ*, fue de 25,6 C°, 26,2C° y 22,1C° en enero, febrero y marzo respectivamente, lo que indicó una disminución de la temperatura del agua al finalizar la estación de verano.

La concentración de oxígeno disuelto de la zona fótica (0- 0,5 m) fue muy elevada con valores de 10,4 mg/L, 11,06 mg/L y 12,33 mg/L en enero, febrero y marzo respectivamente. Estos valores altos pueden atribuirse a distintos factores tales como la fotosíntesis realizada por las algas o por el oleaje que se produce con los vientos generando una circulación en toda la columna de agua (Wetzel, 2001). La disolución de oxígeno en agua es un parámetro que tiene una relación inversa con la temperatura del agua, o sea, que a medida que la temperatura del agua baja, la concentración de O₂ disuelto en al agua aumenta (Cole, 1988).

Las determinaciones de nitrógeno total (NT) indicaron valores de 13,13 mg/L en enero y 11,25 mg/L tanto en febrero como en marzo, concentraciones muy similares a las registradas en febrero de 2008 (Trucco 2008).

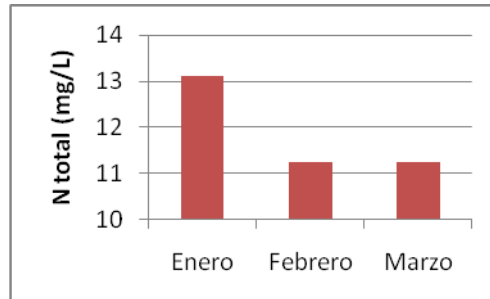


Figura 3: Concentración de nitrógeno total en los tres meses de verano de 2009.

Las concentraciones de fósforo total (PT) fueron de 6,25 mg/L en enero y febrero y de 6,87 mg/L en marzo, valores más bajos con respecto a los tomados en la misma laguna en febrero de 2008 (10,63 mg/L) (Trucco, 2008).

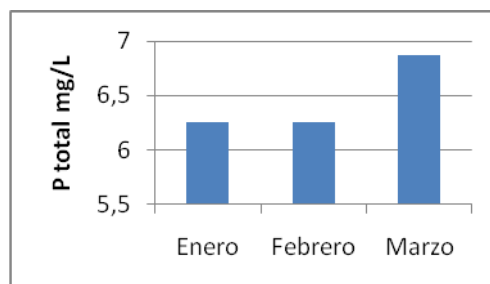


Figura 4: Concentración de fósforo total en los tres meses de verano de 2009.

La relación de Redfield (molar) entre el N y el P disueltos fue de 4,64 en enero, 3,97 en febrero y 3,61 en marzo. Estas cifras son menores a la conocida razón de Redfield de 16:1, lo que indica que las algas se encontraron limitadas por N (Lampert y Sommer, 2007). Las aguas residuales y el uso excesivo de fertilizantes alteran significativamente esta relación, así como también altera la composición natural de especies del fitoplancton, incrementando la dominancia de unas pocas especies y en algunos casos, hasta llegar a producir toxinas bajo esta relación alterada de los nutrientes (Suthers y Rissik, 2008).

Tabla 1: Parámetros ambientales medidos en la laguna Don Tomás en enero febrero y marzo de 2009.

Mes	Temp. (°C)	O2 (mg/L)	PH	Conduc. (μS/cm2)	N total (mg/L)	P total (mg/L)	N/P molar
Enero	25,8	10,6	8,7	1089	13,125	6,25	4,64
Febrero	26,2	11,2	8,4	1188	11,25	6,25	3,97
Marzo	22,2	12,53	8,5	1265	11,25	6,875	3,61

Parámetros Biológicos

El contenido de la clorofila *a* registró un aumento notable con el transcurrir de los meses, ya que fue de 101,87 μg/L en enero, 108,29 μg/L en febrero y 146,87 μg/L en marzo.

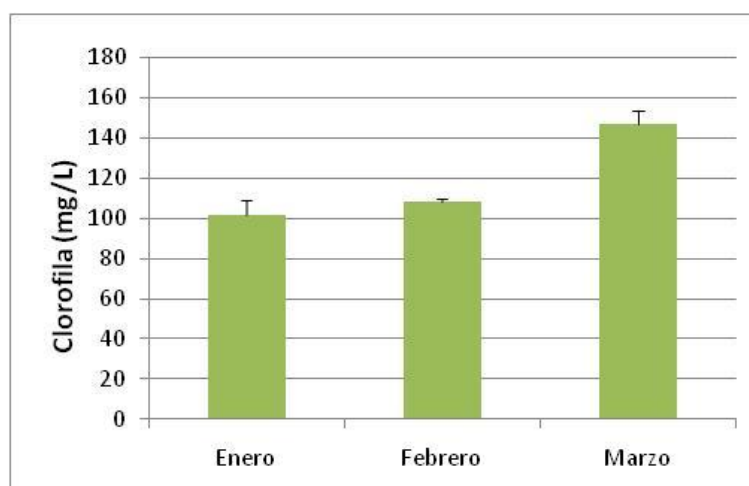


Figura 5: Concentración de clorofila en enero, febrero y marzo.

Las algas estuvieron limitadas por nitrógeno en enero, febrero y marzo, lo que fue confirmado, además de los valores calculados para la razón de Redfield, al realizar bioensayos de adición de nutrientes (nitrógeno, fósforo y nitrógeno + fósforo), ya que la adición de nitrógeno estimuló el crecimiento del fitoplancton en todos los meses. En la figura 6 se muestra cómo las comunidades algales respondieron a la adición de los nutrientes en cada uno de los meses.

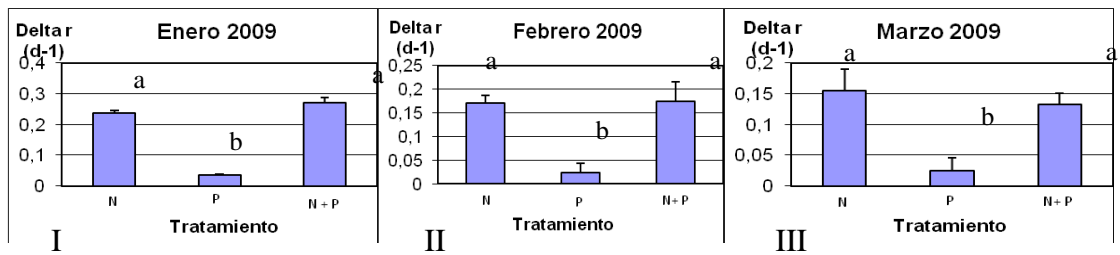


Figura 6: Severidad de la limitación algal (d') ante adiciones de diferentes nutrientes (N, P y N+P) para las muestras de agua pertenecientes a los tres meses de varano. Las barras de error muestran las respectivas desviaciones estándares. Letras diferentes indican diferencias entre medias (Tukey= 0,05).

El ANOVA indicó que hubo diferencias significativas entre los tratamientos realizados en el mes de enero ($F= 335,88$; $p < 0,0001$; $g. l. = 8,2$). El Test de Tukey indicó que los tratamientos de adición de N y N + P no difirieron entre sí, pero sí difirieron con el de P (figura 6 I). ANOVA indicó que también existieron diferencias entre los tratamientos del mes de febrero ($F= 24,29$; $p < 0,0013$; $g. l. = 8,2$). Asimismo no existieron diferencias entre los tratamientos de N y N+ P, pero sí difirieron significativamente del de P (figura 6 II). ANOVA nuevamente indicó diferencias significativas entre los tratamientos de marzo ($F= 18,74$; $p < 0,0026$; $g. l. = 8,2$). Al igual que en los meses anteriores el tratamiento de adición de N no difirió del de N + P, pero sí difirieron con el de agregado de P (figura 6 III). Los resultados obtenidos en los bioensayos permiten afirmar que durante los meses de estudio la comunidad fitoplanctónica estuvo limitada por nitrógeno, ya que cuando se agregó este nutriente (sea solo o acompañado de P) produjo un crecimiento significativamente superior al producido por el agregado de P solo.

Fitoplancton

El análisis cualitativo permitió identificar 53 taxa, representadas por 6 grupos. Chlorophyceae, Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae y Chrysophyceae.

Tabla 2: Lista taxonómica de algas identificadas en el fitoplancton de la Laguna Don Tomás (Santa Rosa, Argentina) durante el verano 2009 con la indicación de los meses en que fueron registradas

Clase CYANOPHYCEAE	Enero	Febrero	Marzo
<i>Merismopedia tenuísima</i> Lemmermann		X	X
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen			
<i>Synechococcus</i> sp.		X	X
<i>Snowella</i> sp.		X	X
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekarj		X	X
<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti	X	X	X
<i>Anabaena</i> sp.	X	X	X
<i>Aphanizomenon flos- aquae</i> (Linnaeus) Ralfs	X	X	X
<i>Spirulina laxísima</i> West G.S.	X	X	X
<i>Spirulina subsalsa</i> Öerstd ex. Gomont			
<i>Spirulina</i> sp.		X	
<i>Ocillatoria subbrevis</i> Schmidle			
<i>Ocillatoria prosbocidea</i> Gomont			X
<i>Ocillatoria pseudogeminata</i> Schmidle		X	
<i>Plankthotrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek	X	X	X
<i>Phormidium tenue</i> (Meneghini) Gomont.	X	X	X
Clase CHLOROPHYCEAE			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	X	X	X
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	X		
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini			X
<i>Pediastrum biradiatum</i> Meyen	X		
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenber) Ralfs			
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen			
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Komárek		X	X
<i>Lagerhemia ciliate</i> (Lagerheim) Chodat			
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	X	X	X
<i>Oocystis solitaria</i> Wittrock		X	X
<i>Oocystis pusilla</i> Hansgirg			
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. Smith) Belcher y Swale	X	X	X
<i>Monoraphidium grifithii</i> (Berkley) Komárková Legenerova	X	X	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov)Hindak		X	X
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M. Smith) Komárková Legenerova	X	X	X
<i>Kirchneriella contorta</i> var. <i>contorta</i> Bohlin	X	X	X
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	X	X	X
<i>Tetraedrum mínimum</i> (A.Br.) Hansgirg			
<i>Tetraedrum trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg sensu Sküja			X
<i>Actinastrum raphidioides</i> (Reinsch) Brünthaler			
<i>Tetrastrum peterfii</i> Hortobagyi		X	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	X	X	X
<i>Scenedesmus armatus</i> Chodat			
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Smith		X	

<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter		X	X
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin.) Brebison sensu Chodat	X	X	X
<i>Staurastrum sp.</i>			
<i>Cosmarium sp.</i>			X
Clase BACILLARIOPHYCEAE			
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X	X	X
<i>Fragilaria sp.</i>	X	X	X
Clase DINOPHYCEAE			
<i>Peridinium sp.</i>	X	X	X
Clase EUGLENOPHYCEAE			
<i>Euglena sp. 1</i>		X	X
<i>Euglena sp. 2</i>	X	X	X
<i>Euglena enquistada</i>		X	X
Clase CHRYSOPHYCEAE			
<i>Mallomonas sp.</i>	X	X	X
<i>Cryptomonas sp.</i>		X	X

El índice de diversidad aumentó desde enero a marzo y al relacionarlo con la concentración de clorofila medida en cada mes (figura 7), permite afirmar que a medida que aumenta la cantidad de individuos aumenta la diversidad en el cuerpo de agua.

Sin embargo, para la comunidad fitoplanctónica un pico de diversidad no refleja un estado de estructura comunitaria estable como se supondría a partir de la teoría clásica de diversidad biológica. Por lo que, períodos de alta diversidad indican tiempos de cambios rápidos y de transición, durante los cuales el fitoplancton está compuesto principalmente de algunas especies que están incrementando en número y otras que están declinando en número (Sommer *et al.* 1986).

Entonces, cuando disminuye la concentración de nitrógeno total en el agua, al avanzar el verano, se produce un cambio en la composición algal, dado por el aumento en la densidad y diversidad de especies del cuenco. En la laguna Don Tomás la temperatura, conductividad y pH del agua no habrían sido, en esta oportunidad, los factores determinantes.

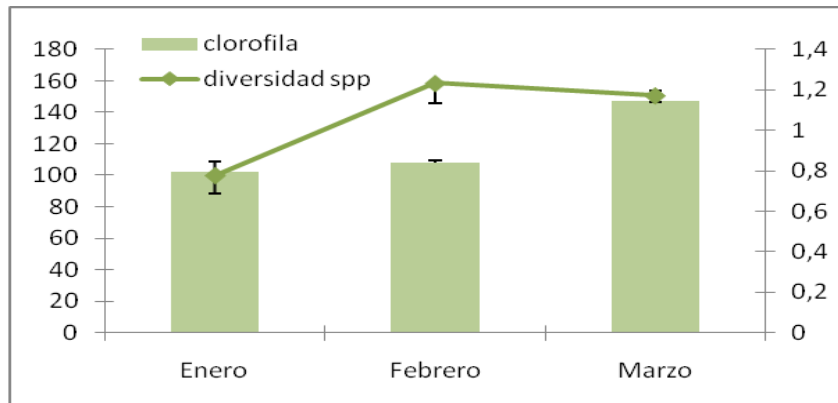


Figura 7: Fluctuaciones de la clorofila (eje izquierdo) durante los tres meses muestreados en relación al Índice de diversidad (H) para cada mes.

Al comparar estas dos variables por regresión lineal, aunque el modelo nos explica un 25%, podemos confirmar que existe una relación positiva entre ambas.

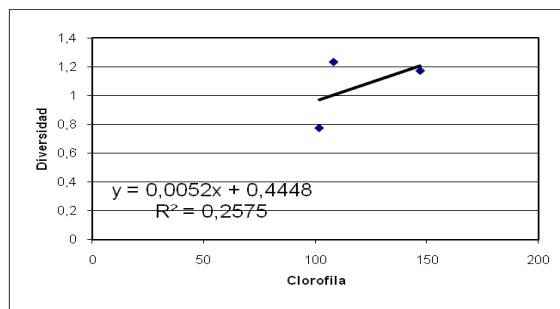


Figura 8: Regresión lineal entre diversidad y clorofila.

Los valores de la equitatividad fueron cercanos a 0 en todos los meses, lo que sugiere que la comunidad fitoplanctónica se encuentra dominada por una única especie. En la figura 9 se grafica la abundancia relativa de todos los grupos, en porcentaje, y se visualiza que el 90% de los representantes pertenecen al grupo de las Cyanophyceae. Este valor alto se debe a la presencia de *Plankthotrix agardhii*. Cuando se relaciona la densidad con la equitatividad (figura 9) se puede confirmar que ambos parámetros indican los mismos resultados, o sea, que los taxones no se encuentran igualmente representados.

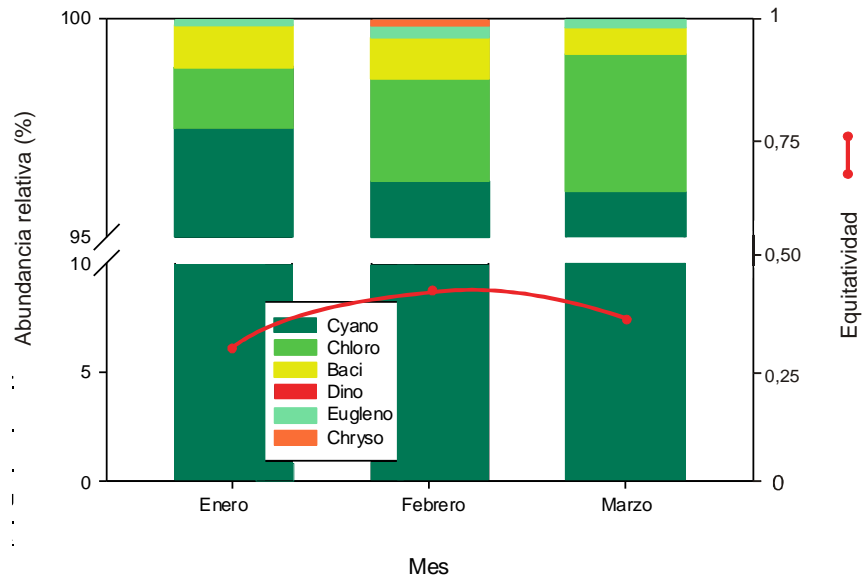


Figura 9: Abundancia relativa (barra) por grupo de algas en relación a la equitatividad (E) (línea) para cada uno de los meses.

Al analizar comparativamente la abundancia y riqueza del fitoplancton de cada uno de los meses, se observó que en enero el número de especies de Clorofíceas fue mayor, que los restantes grupos (figura 10). Sin embargo, al evaluar la abundancia se verificó la preponderancia de las Cianofíceas, dada en especial por el predominio de *Plankthotrix agardhi*.

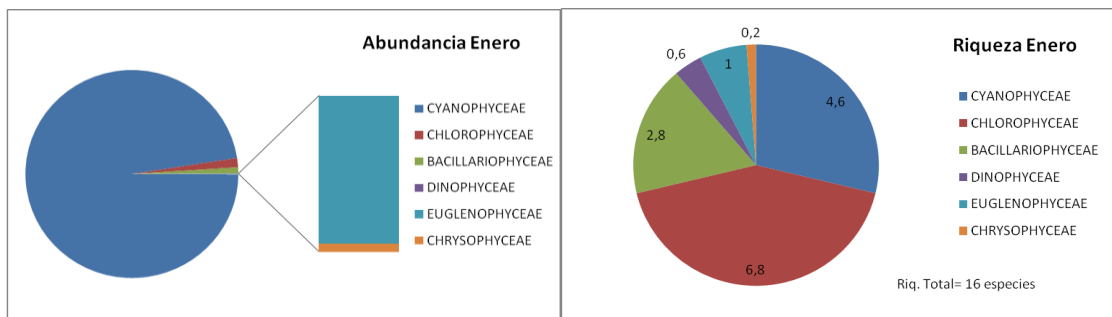


Figura 10: Abundancia relativa (izquierda) y Riqueza (derecha) para el mes de enero.

En febrero el número de especies aumentó a 25, en contraste con las 16 registradas en enero (figura 11). Las Cianofíceas duplicaron su número de especies de un mes al otro, acercándose a los valores de las Clorofíceas, pero al evaluar la abundancia de cada grupo, nuevamente el que tuvo mayor número de individuos fueron las Cianofíceas.

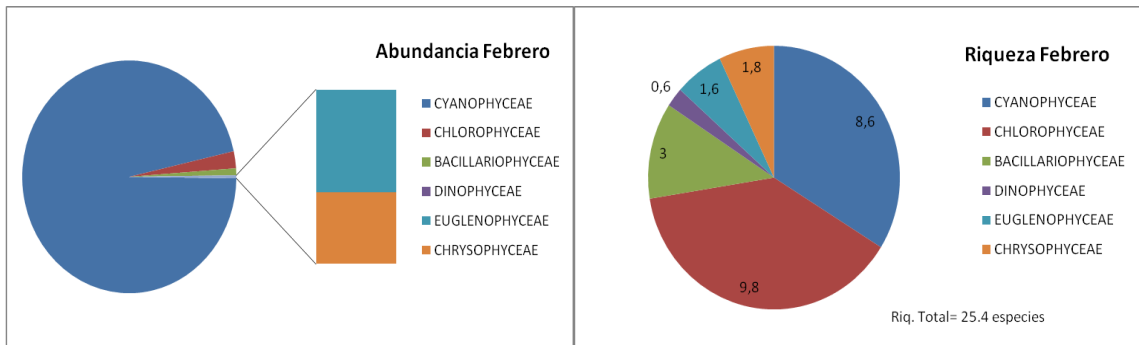


Figura 11: Abundancia relativa (izquierda) y Riqueza (derecha) para el mes de febrero.

En marzo la cantidad de especies de Clorófitas y Cianófitas se igualó, e incluso se pudo apreciar una leve tendencia al aumento del número de especies de cianofitas (figura 12).

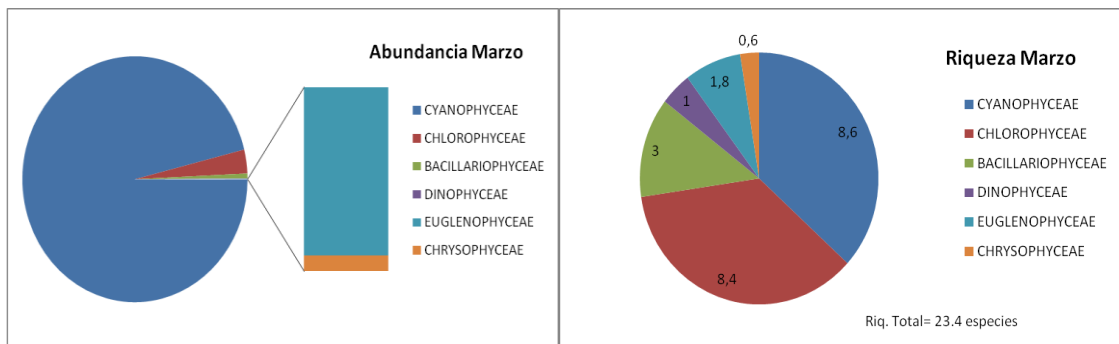


Figura 12: Abundancia relativa (izquierda) y Riqueza (derecha) para el mes de marzo.

Este aumento puede explicarse, como lo hace el PEG *model*, por la aparición de nuevas especies de algas verde-azuladas (Cyanophyta) que presentan heterocistos (células especializadas), capaces de fijar nitrógeno atmosférico, ya que el nitrógeno disuelto en agua habría sido consumido por las algas presentes en los meses anteriores (Sommer *et al.*, 1986).

Al analizar la relación de individuos no fijadores con los fijadores de N₂ (tabla 3) se pudo comprobar el aumento del número de especies fijadores con el transcurrir de los meses. El cuadro indica que en enero, por cada célula de algas fijadoras hubo 12 células de algas no fijadoras. En febrero aumentó el número de células de algas fijadoras, llegando a 5 células de no fijadoras cada célula de algas que sí fija nitrógeno y por último, en marzo, por cada célula de algas fijadoras hubo sólo 3 células de algas no fijadoras.

Tabla 3: Relación entre el número de células sin capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y las que sí tienen esa capacidad, para cada uno de los meses.

Mes	Enero	Febrero	Marzo
No fijadoras/ Fijadoras	12	5	3

Las algas fijadoras presentes en la laguna Don Tomás fueron *Anabaenopsis arnoldii*, *Anabaena aphanizomenoides*, *Anabaena sp.* y *Aphanizomenon flos-aquae* (tabla 2) Este episodio es típico de la sucesión algal en los cuerpos de agua tanto eutróficos como hipereutróficos (Sommer *et. al.*, 1986). Wetzel (2001) plantea que en lagos eutróficos las poblaciones de cianobacterias fijadoras de nitrógeno son las predominantes para fines de verano y principios de otoño.

Las algas son extremadamente diversas, y muchas exhiben un amplio rango de tolerancia a diferentes condiciones ambientales. Sin embargo, ciertas asociaciones fitoplanctónicas se registran repetidamente en lagos muy ricos en nutrientes (Wetzel, 2001). Así, en Don Tomás se registró la situación común a otros lagos y lagunas eutróficas, en las que comúnmente son observadas asociaciones de Cyanobacteria, generalmente con especies de *Microcystis*, *Aphanizomenon* o *Anabaena* como predominantes y otras algas, como algas verdes, otras cianobacterias y euglenofitas (si es un lago muy enriquecido orgánicamente) (Wetzel, 2001).

Conclusión

La investigación realizada en la laguna Don Tomás, y los resultados alcanzados permitieron aceptar la hipótesis planteada en el presente trabajo, y comprobar algunos postulados propuestos por el PEG *model* sobre la sucesión algal que se produce durante el verano. Al inicio de la estación, el grupo de algas predominante está integrado por especies que no tienen la capacidad de fijar el nitrógeno atmosférico. Luego, cuando la concentración de nitrógeno en el cuerpo de agua disminuye, aparecen aquellas algas con heterocistos, capaces de fijar nitrógeno atmosférico, lo que disminuye la limitación por nitrógeno.

El fitoplancton de la laguna Don Tomás se caracterizó por su elevada riqueza, estando dominado por las clorofitas y las cianofitas, lo que coincide con los resultados obtenidos previamente para este cuerpo de agua, ya que Álvarez *et al.*, (2005) encontraron que el 47,8 y 32,7% del total de las especies registradas correspondieron a las clorofitas y las cianofitas respectivamente .

Dada la gran cantidad de individuos registrados, se pudo determinar la dominancia de *Plankthotrix agardhii*, perteneciente al grupo de las cianofitas.

Bibliografía

- Alvarez, S.B., A.E. Biasotti, J. Bernardos y G.I. Bazan (2005). Ficoflora de la Laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática* 22:1-6.
- Arar E. J. y G. B. Collins (1997). In vitro determination of chlorophyll a and pheohitin a in marine and freshwater algae by fluorescence. Método EPA 445 disponible en www.epa.gov/nerlcwww/ordmeth.htm . Visitado el 15 de Diciembre de 2010.
- Arce Garcia, O.O. (2010). Eutrofización de cuerpos de agua. www.fcyt.umss.edu.bo/docentes/29/practicas/practica5.pdf visitado el 16 junio 2010.
- Bécares, E., A. Conty, C. Rodríguez-Villafañe y S. Blanco (2004). Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Ecosistemas* 13 (2):2-12.
- Bourelly, P. (1985). Les algues d'eau douce, Tome III Les Algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Éditions N. Boubée y Cie. París. 116-184.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22:361-369
- Carpenter S.R., D. Ludwig, y W.A. Broca (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecol. Applic.* 9(3):751-771.
- Cole, G.A. (1988). *Manual de Limnología*. Ed. Hemisferio Sur. Bs. As. 405pp.
- Desikachary, T.V. (1959). *Cyanophyta*. Indian council of Agricultural research New Delhi. India. 686pp.
- Downing, J. A., C. W. Osenberg y O. Sarnelle (1999). Metaanalysis of marine nutrient enrichment experiments: variation in the magnitude of nutrient limitation. *Ecology* 80(4): 1157-1167.
- Echaniz, S.A. y A.M. Vignatti (2001). Composición y variación anual de la taxocenosis de cladoceros (Crustacea: Anomópoda y Ctenópoda) planctónicos y química del agua de la Laguna Don Tomás. (La Pampa Argentina) *Rev. Fac. Agronomía- UNLPam* 12.
- Echaniz, S.A., A.M. Vignatti y P.C. Bunino (2008). El zooplancton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina: cambios después de una década. *Biota Neotrop.* 8(4):63-71.
- Findlay, D.L. y S.E.M. Kasian (1987). Phytoplankton community responses to nutrient addition in Lake 226 Experimental Lake Area, Northwestern Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl 1):35-46.

- Geitler, L. (1932). Cyanophyceae. In: Kryptogammenflora von Deutschland, Osterreich, under de Sweitz., Rabbenhorst, L. Eds) Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft. 14:1-1196.
- Kalff, J. (2002). Limnology: inland water ecosystems. Ed. Prentice Hall.
- Komárek, J. y B. Fott (1983). Das Phytoplankton des Süswassers. Systematik und Biologie. Schweirzbart'sche Verlagsbuchhandlug (Nágele u Obermiller). Stuttgart.
- Lampert, W. y U. Sommer (2007). Limnoecology - The Ecology of Lakes and Streams. 2. nd. edition. Oxford University Press, Oxford. 324 pp.
- Matveev, V. F. y L. K. Matveeva (2005). Seasonal succession and long-term stability of a pelagic community in a productive reservoir. *Marine and Freshwater Research* 56:1137-1149.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) (1982). Eutrophication of waters. Monitoring, Assesment and Control. Final report. París.
- Prescott, G.W. (1951). Algae of the Western Great Lakes Area. Cranbrook Inst. Sci. Bull. 31. Bloofield Hills, Michigan. 946pp.
- Quirós, R., A. M. Rennella, M. B. Boveri, J. J. Rosso y A. Sosnovsky (2002). Factores que afectan la estructura y funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecol. Austral* 12:175-185.
- Quirós, R. (2005). La ecología de las lagunas de las Pampas. Investigación y Ciencia. Draft
- Schindler D.W. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes – Implications for lake management. *Science* 184(4139):897-899.
- Shannon, C.E. y W. Weaver (1963). *The Mathematical Theory of Communication*. Univ. Illinois Press, Urbana.
- Smith, G.M. (1950). *The Fresh-water Algae of the United States*. Mcgraw-hill book company, inc. New York. 719pp.
- Smolders, A; L. Lamers, E. Lucassen, G. Van Der Velde & J. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology* 22(2): 93 - 111
- Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert y A. Duncan (1986). The PEG-model of seasonal sucesión of planktonic events in fresh waters. *Archiv. Hydrobiologie* 106:433-471.
- Suthers, M. y D. Rissik (2008). *Plankton – A guide to their ecology and monitoring for water quality*. CSIRO Publishing, Australia. 256pp.
- Taiz, L. y E. Zeiger (2006). *Fisiología vegetal*. 3rd edition. Universitat Jaume I. España. 1338pp.

- Todar, K. (2004). *Todar's Online Textbook of Bacteriology. Important Groups of Prokaryotes.*
http://textbookofbacteriology.net/prokaryotes_2.html visitado el 17 de septiembre 2010
- Trucco, A. M. (2008). Comparación de las características limnológicas de dos cuencos adyacentes en la laguna Don Tomás (Santa Rosa, La Pampa). Tesina de grado en Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente. UNLPam.
- Vanni, M. J., S. Andrews, W. H. Renwick, M. J. Gonzalez y S. Noble (2006). Nutrient and light limitation of reservoir phytoplankton in relation to storm mediated pulses in stream discharges. *Arch. Hydrobiol.* 167(1-4): 421-445.
- Villafañe, V y F. Reid (2005). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: *Manual de Métodos Ficológicos*; Alveal, Ferrario, Oliveira y Sar (eds.) Univ. de Concepción, Chile. 169-186.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems.* Academic Press.