

ESTIMACIÓN DE LA ACTIVIDAD HETEROTRÓFICA EN TRES ECOSISTEMAS ACUÁTICOS CON DISTINTO NIVEL DE TROFISMO *

Aldo A. MARIAZZI ** y María C. ROMERO **

SUMMARY: Estimation of the heterotrophic activity in three ecosystems with different trophic degrees.

Heterotrophic bacterial activity on glucose was studied in three man made lakes applying kinetics parameters method of Wright & Hobbie (1966, 1965). Seasonal patterns were established and comparisons were made with primary production, chlorophyll *a* concentrations and heterotrophic viable bacteria. Results suggest that V_{max} and T_t are closely related to the trophic degree of the water bodies studied. In the eutrophic Embalse del Río Tercero V_{max} was maximum during summer (March) with $2,083 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$, in coincidence with a *Pseudomonas* sp bloom, and T_t reach the minimum value of 4,1 hours. Primary production and chlorophyll *a* concentrations showed a similar pattern than V_{max} , but maximum values of primary production were found between November and February. V_{max} values were lower in Lago Ramos Mexía, varying between $0,001 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (winter) and $0,176 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (summer).

INTRODUCCIÓN

El rol de los microorganismos heterótrofos en los procesos biológicos, tales como el flujo de la energía y de la materia orgánica en la cadena trófica dulceacuícola ha sido enfatizado por numerosos autores (Overbeck, 1972, 1975; Sorokin, 1965). La transformación de la materia orgánica disuelta en biomasa bacteriana es uno de los procesos metabólicos básicos en los ecosistemas acuáticos. Según Romanenko (1964), Kuznetsov *et al.* (1966) y Overbeck (1971),

* Los estudios en el Embalse del Río Tercero se realizaron a través de un Convenio entre la Comisión Nacional de Energía Atómica y el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y los efectuados en el Lago Ramos Mexía y Lago Pellegrini fueron a través de un Convenio entre el Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia e Hidronor S.A.

** Instituto de Limnología de la Plata, Universidad Nacional de la Plata, CONICET.

ECOSUR	Argentina	ISSN 0325-106X	v.10	n.19/20	pág. 61-77	1983
--------	-----------	-------------------	------	---------	---------------	------

la producción de biomasa bacteriana heterotrófica puede alcanzar el mismo nivel que la producción autotrófica.

La importancia ecológica de los microorganismos heterótrofos se debe a su capacidad de consumir sustancias orgánicas disueltas que no pueden ser utilizadas por otros organismos, y por el proceso de descomposición liberar la energía necesaria para la biosíntesis y elementos biogénicos a ser utilizados por los productores primarios.

El objetivo del presente trabajo es el de evaluar el rol de las bacterias heterotróficas planctónicas en tres cuerpos de agua con distinto grado de trofismo, mediante el análisis de los parámetros cinéticos obtenidos, sus variaciones estacionales y relaciones con producción primaria, pigmentos fotosintéticos y número de bacterias viables.

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción de los ambientes estudiados

El Embalse del Río Tercero es un lago artificial de 54,3 km² de superficie y una profundidad máxima de 40 metros. Está situado en la provincia de Córdoba en el Valle de Calamuchita, a 650 metros sobre el nivel del mar. Tiene características de un ambiente eutrófico y ocurren en el mismo floraciones periódicas de dinoflagelados y de otros grupos algales. En trabajos anteriores se brinda información detallada sobre este lago, Bonetto *et al.* (1976); Mariazzi *et al.*, (1981 a y 1981 b).

El Lago Ramos Mexía es un lago artificial de 816 km² de superficie y una profundidad máxima de aproximadamente 70 metros. Está situado en las provincias de Río Negro y Neuquén y se formó por represamiento del Río Limay. Tiene características de un ambiente oligotrófico, existen muy bajas concentraciones de nutrientes y sus aguas son del tipo bicarbonatadas cálcicas.

El Lago Pellegrini se formó en una depresión natural que fue llenada con aguas del Río Neuquén con la finalidad de regular su régimen. Posee una superficie de 112 km² y una profundidad máxima de 18 metros. Está situado en la provincia de Río Negro. Sus aguas poseen una elevada dureza y salinidad (residuo sólido soluble entre 1,56 y 1,61 g l⁻¹). Otras características de este ecosistema se describen con Conzonno *et al.* (1982).

Métodos

Para la obtención de los parámetros de actividad heterotrófica se aplicó el modelo cinético del consumo, originalmente propuesto por Parsons & Strickland (1962) y desarrollado por Wright & Hobbie (1965 a, 1965 b y 1966). Estos autores basaron la técnica para obtener el potencial heterotrófico de una comunidad natural, en la aplicación de la modificación de Lineweaver Burk a la ecuación de la cinética enzimática de Michaelis Menten. Esta misma metodología fue aplicada por nosotros para determinar la concentración natural de glu-

cosa mediante bioensayos de dilución y para comprobar el heterotrofismo algal en el Embalse del Río Tercero (Romero y Mariazzi, 1983 a y 1983 b).

Aplicando la ecuación de la cinética enzimática del consumo, se computan tres parámetros relacionados con la actividad de la microflora acuática:

- Velocidad máxima teórica de consumo del sustrato testado (V_{max}).
- Constante de transporte activo y concentración natural del sustrato presente en ese momento ($K_t + S_n$).
- Tiempo de recambio o tiempo requerido por la población para transformar todo el sustrato a la velocidad de consumo observada (T_t).

La metodología empleada fue la descrita en un trabajo anterior (Romero y Mariazzi, 1983 b), realizándose las experiencias con las concentraciones de ^{14}C -glucosa de la tabla I. La elección de diferentes concentraciones de sustrato para los distintos ecosistemas acuáticos se hizo con el objeto de adecuar la técnica a las concentraciones naturales de materia orgánica de los mismos.

TABLA I
Concentraciones de glucosa utilizadas en las experiencias.

	Concentración ^{14}C -Glu y glucosa no-marcada/litro (μg)		
	Embalse del Río Tercero	Ramos Mexía	Pellegrini
Blanco	4,20	4,20	4,20
1	4,20	4,20	4,20
2	22,60	10,35	16,51
3	41,00	16,51	28,82
4	78,00	22,66	41,00

Debido a la complejidad de los sustratos naturales disponibles, es imposible hallar un solo compuesto que sea suficientemente representativo de la actividad heterotrófica. La elección de un sustrato apropiado es por lo tanto dificultosa. La glucosa ha sido utilizada por la gran mayoría de los investigadores y es uno de los compuestos más difundidos en los organismos y nos permite, además, comparar nuestros resultados con los hallados por otros autores.

En los lagos Ramos Mexía y Pellegrini, las muestras de agua se extrajeron de 1 m y 2,5 m de profundidad, mientras que en el Embalse del Río Tercero se obtuvieron de 2,5 m, 7,5 m y a 1 m del fondo. Se utilizó un aparato tipo Van Dorn de 3 litros de capacidad. En cada caso el tiempo de incubación se adecuó de modo que se cumpliera con la premisa del método de que no hubiese consumo de sustrato superior al 5% de lo agregado.

La producción primaria se estimó aplicando la metodología propuesta por Steeman Nielsen (1952), la clorofila *a* con la técnica de Lorenzen (1967) y las bacterias por recuento en placa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El metabolismo de la glucosa en ambientes acuáticos ha sido estudiado como indicador general de la actividad heterotrófica microbiana (Allen, 1973; Albright, 1977). A pesar de que la glucosa constituye sólo una pequeña fracción (menor al 1-11%) del carbono orgánico total (Berman, *et al.*, 1979), es reconocida como uno de los compuestos más importantes en el rápido reciclado de los compuestos de bajo peso molecular en los ecosistemas lacustres.

En nuestras experiencias, el tipo de respuesta cinética obtenida fue hiperbólica, coincidiendo por lo tanto con el modelo matemático propuesto por la cinética enzimática del Michaelis Menten. Otros autores (Overbeck, 1975; Vaccaro & Jannasch, 1967) obtuvieron curvas sigmoideas, no susceptibles de ser analizadas por esta ecuación. Aplicando el criterio de Wright & Hobbie (1966) se consideró que los microorganismos responsables de la respuesta obtenida experimentalmente son las bacterias heterotróficas y que el consumo por el fitoplancton es despreciable.

En la tabla II se dan los parámetros cinéticos obtenidos, habiéndose resuelto las ecuaciones para la obtención de los mismos con un nivel de significación del 90% ($P < 0,01$).

La velocidad máxima teórica de consumo del sustrato orgánico utilizado (V_{max}) es un indicador sensible del grado de polución y de trofismo de los cuerpos de agua. A más productividad primaria se obtienen valores de V_{max} más elevados. Para el Embalse del Río Tercero este parámetro cinético varió entre $2,083 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ en marzo de 1981 y $0,038 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ en agosto de 1981. En la muestra de agua cercana al fondo la variación de este parámetro fue de $0,909 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (marzo de 1981) a $0,028 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (julio de 1981). Se observó una variación estacional muy marcada de V_{max} , con valores máximos en primavera y verano, y mínimos durante el invierno. Un carácter distintivo de este embalse es la ocurrencia anual de floraciones de dinoflagelados durante febrero-marzo, y concomitantemente se obtienen para esos meses los mayores valores de V_{max} y los menores tiempos de recambio. V_{max} y T_t dependen del número y actividad de las bacterias presentes y de acuerdo a Wright & Hobbie (1966) deberían dar real información acerca del tamaño y actividad de la población bacteriana que utiliza el sustrato. El incremento observado del 98,1% (2,5 m de profundidad) de V_{max} durante el verano respecto del invierno, debe atribuirse al incremento de la actividad bacteriana debido a la mayor disponibilidad de materia orgánica durante el máximo y la declinación de la floración de dinoflagelados. Berman *et al.* (1979), hallaron valores máximos de los parámetros coincidentes con floraciones de *Peridinium cinctum* en Lake Kinneret, y lo atribuyeron también a la proliferación de microorganismos heterótrofos debido al incremento de materia orgánica ocasionado por la declinación de las floraciones algales. Overbeck (1975) halló valores más elevados de V_{max} , en Plubsee, en periodos en los cuales se detectaron floraciones de diatomeas y cianofíceas (*Anabaena flos-aquae*). Gocke (1977) halló un máximo de actividad heterotrófica durante los meses de máxima temperatura. Probablemente sea este factor el que condiciona la aparición anual constante del incremento en la

TABLA II
Parámetros cinéticos obtenidos.

Lago Ramos Mexía

	I - 1981		III - 1981		IV - 1981		V - 1981		VI - 1981		VII - 1981	
	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m
$V_{max}(\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	0,005	0,121	0,036	0,095	0,010	0,003	0,007	0,002	0,019	0,005	0,009	0,007
T_t (h)	1 414,3	66,3	177,7	152,4	528,1	1 641,4	306,6	969,1	533,4	307,2	912,5	1 113,1
$(K_t + S_n)$ ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,6	8,0	6,4	14,5	5,4	8,1	2,3	2,6	10,2	1,8	8,5	8,4

	VIII - 81		IX - 81		X - 81		I - 82		II - 82	
	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m
$V_{max}(\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1})$	0,003	0,001	0,007	0,006	0,004	0,031	0,016	0,027	0,005	0,004
T_t (h)	1837,1	1510,8	362,8	708,3	1 215,0	243,3	96,5	50,7	2 179,0	401,8
$(K_t + S_{nn})$ ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	7,1	10,3	2,6	4,5	9,1	7,7	1,5	1,3	12,5	1,9

Lago Pellegrini

	IV - 81		V - 81		VI - 81		VII - 81		VIII - 81	
	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5	1 m	2,5 m
$V_{max} (\mu g.l^{-1}.h^{-1})$	0,043	0,062	0,013	0,012	0,211	0,187	0,013	0,031	0,031	0,015
T_t	115,0	456,9	365,9	380,7	636,1	617,1	255,5	571,6	788,6	253,5
$(K_t + S_n) (\mu g.l^{-1})$	4,9	28,5	5,0	10,2	34,8	15,5	3,5	17,9	24,5	3,9

	IX - 81		X - 81		I - 82		II - 82	
	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m	1 m	2,5 m
$V_{max} (\mu g.l^{-1}.h^{-1})$	0,033	0,025	0,134	0,141	0,336	0,176	0,037	0,081
T_t	136,8	149,4	143,8	137,1	43,9	12,7	151,7	157,5
$(K_t + S_n) (\mu g.l^{-1})$	4,6	3,8	19,3	19,4	14,7	2,2	5,6	12,8

numerosidad de algas y el aumento de materia orgánica ocasionada por estos productores primarios, incrementa la actividad heterotrófica.

La variación estacional de la producción primaria tiene un diseño semejante al de V_{max} (fig. 1), pero con los valores máximos desplazados a noviembre y febrero, declinando en marzo. La clorofila *a* y las bacterias heterotróficas viables, también mostraron incrementos primaverales y estivales, y descenso invernal de sus valores. Al igual que nosotros, Rai & Hill (1982) hallaron incrementos simultáneos de clorofila *a* y V_{max} en el Lago Januari (Brasil).

En el Lago Ramos Mexía el valor de V_{max} osciló entre $0,121 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (enero de 1981) y $0,001 \mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ (agosto de 1981) en el estrato eufótico (fig. 2). A los 2,5 m el descenso en la actividad heterotrófica fue del 89,2%, en invierno.

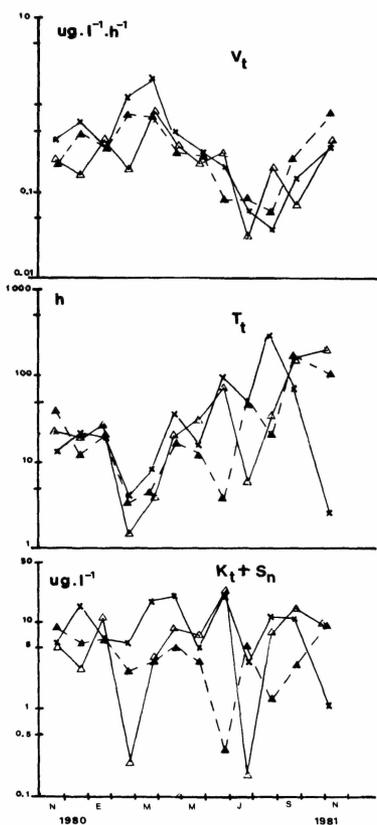


Fig. 1

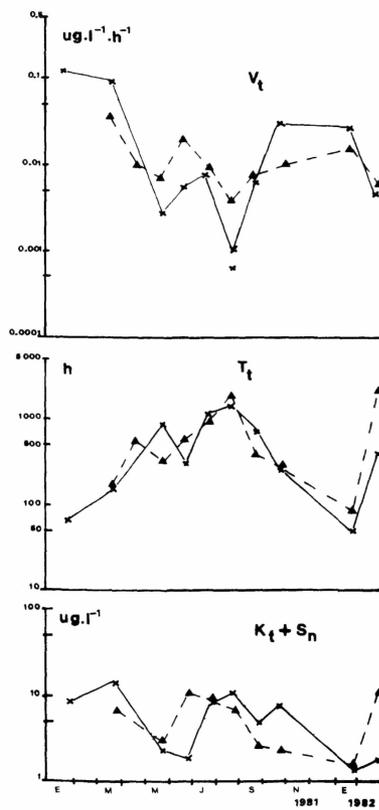


Fig. 2

Fig. 1: Variación estacional de los parámetros cinéticos, en el Embalse del Río Tercero. Datos obtenidos a 2,5 m de profundidad (x—x); a 7,5 m (▲—▲) y a un metro del fondo (△—△)

Fig. 2: Variación estacional de los parámetros cinéticos en el Lago Ramos Mexía. Datos obtenidos de 1 m de profundidad (▲---▲) y 2,5 m (X—X).

El Lago Ramos Mexía se caracteriza por tener valores de producción primaria que oscilan entre 826,8 y 212,5 mg C m⁻²día⁻¹ (tabla III), con un promedio de 402,7 mg C m⁻²día⁻¹. El coeficiente de correlación entre los valores de V_{max} y la tasa de producción primaria fue altamente significativa (P<0,001), al igual que entre V_{max} y la numerosidad de bacterias heterotróficas viables (P<0,002). Dicho coeficiente entre la velocidad de consumo de glucosa y la concentración de clorofila *a* fue no significativo.

El valor de la velocidad máxima teórica de consumo en el Lago Pellegrini fue mayor en enero de 1982, con un valor de 0,336 μg l⁻¹ h⁻¹ y menor en julio de 1981, con 0,013 μg l⁻¹ h⁻¹, pero la variación a los 2,5 m no fue clara, ya que se registró un valor de actividad también elevado en junio (fig.3). Al metro de profundidad la actividad bacteriana fue más intensa, mostrando un patrón estacional semejante al de la producción primaria y concentración de clorofila *a*. La correlación entre V_{max} y la tasa de producción primaria fue significativa (P<0,1). El potencial heterotrófico más elevado se verificó en aquellos meses en los cuales la especie dominante del fitoplancton fue una cianoficea (*Merismopedia tenuissima*).

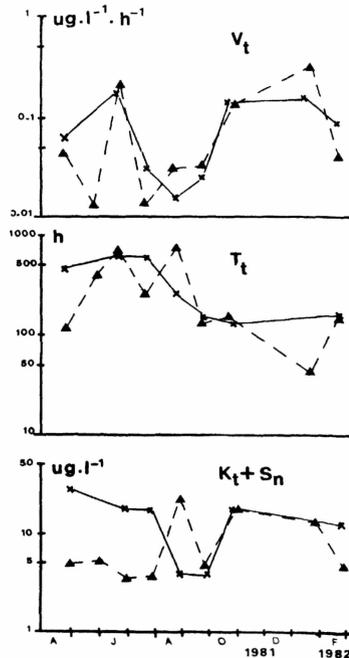


Fig. 3: Variación estacional de los parámetros cinéticos en el Lago Pellegrini. Datos obtenidos de 1 m de profundidad (▲ ----▲) y 2,5 m (x ——— x).

TABLA III
Valores extremos y promedios (entre paréntesis) de la producción primaria, concentración de clorofila-a, V_{max} , ($K_t + S_n$), T_t y numerosidad de bacterias heterotróficas viables de los tres ecosistemas acuáticos estudiados.

	Lago Pellegrini	Lago Ramos Mexía	Embalse del Río Tercero
Producción primaria mg C.m ⁻² .día ⁻¹	784,8 - 208,8 (392,8)	826,8 - 212,5 (402,7)	1 558,8 - 31,4 (502,6)
Clorofila-a mg.m ⁻²	18,2 - 2,6 (9,3)	27,0 - 6,0 (14,5)	263,4 - 28,4 (164,1)
V_{max} $\mu\text{g.l}^{-1}\text{h}^{-1}\text{día}^{-1}$	0,336 - 0,013 (0,088)	0,121 - 0,001 (0,021)	2,083 - 0,038 (0,494)
$K_t + S_n$ $\mu\text{g.l}^{-1}$	34,8 - 3,6 (13,1)	14,6 - 1,4 (6,2)	24,5 - 1,1 (10,4)
T_t h	788,6 - 43,9 (311,3)	2 179,0 - 50,7 (655,7)	326,6 - 2,9 (56,9)
Bacterias heterotróficas viables UFC.ml ⁻¹ .m ⁻²		16 400 - 3 300 (7 400)	292 900 - 40 530 (135 430)

Otro parámetro relacionado a las funciones de la microflora acuática que puede computarse de la cinética del consumo es el tiempo de recambio, o sea el tiempo requerido para que sea transformado todo el sustrato a la tasa de consumo presente en ese momento (T_t). T_t varió en el Embalse del Río Tercero de 326,6 h (agosto de 1981) a 4,4 h (en febrero de 1981) y 2,9 h (noviembre de 1981), con un descenso del 99,1% del tiempo de recambio en primavera-verano respecto del invierno. Esto evidencia la adaptación de la flora bacteriana a consumir más rápidamente los sustratos orgánicos cuando hay mayor concentración de ellos en el agua, debido a la intensificación del proceso de producción primaria. A mayores profundidades se observó también la capacidad de la población bacteriana de reciclar la glucosa en menor tiempo durante el verano respecto del invierno, con un descenso de T_t del 94,2% en febrero respecto de julio a los 7,5 m, y de 99,2% cerca del fondo. Pero inversamente a lo hallado para la zona eufótica en el mes de noviembre, T_t se incrementó en la zona trofólita.

En el Lago Ramos Mexía el tiempo requerido por las bacterias para consumir el sustrato durante el invierno es mucho mayor que para el verano (tabla II) con 1510,8 h y 1837,1 h para 2,5 m y 1 m de profundidad respectivamente; disminuyendo el tiempo de recambio notablemente a 50,7 h y 96,5 h. La variación estacional de T_t pudo deberse al incremento térmico experimentado durante los meses estivales y a la mayor disponibilidad de materia orgánica producida por la actividad fotosintética. Allen (1969) sostuvo que T_t estaba inversamente relacionado a la temperatura del agua, debido a que el incremento de biomasa algal estaba directamente asociado al incremento térmico.

En el Lago Pellegrini, el tiempo de recambio es durante el invierno notoriamente menor que en el Lago Ramos Mexía y mayor que el observado en el Embalse del Río Tercero. La variación estacional de T_t (fig.3) mostró igual diseño que en los ecosistemas estudiados, con incrementos invernales y descensos primaverales y estivales. El mayor tiempo de recambio se obtuvo en el mes de agosto (788,6 h) y el menor durante el mes de enero (43,9 h), coincidiendo con valores de producción primaria bajos y elevados, respectivamente. Por el contrario, Berman *et al.* (1979) no hallaron correlaciones entre T_t y producción primaria.

El valor de la constante de transporte activo y la concentración natural del sustrato ($K_t + S_n$) en el Embalse del Río Tercero varió entre 24,5 y 1,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ en la zona trofogénica, y entre 24,4 y 0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$ en la zona trofólita. Las mayores concentraciones se obtuvieron en ambas profundidades durante junio de 1981, coincidiendo con la mayor concentración de clorofila *a* e incremento de la numerosidad del alga *Melosira granulata*. Los valores anuales no muestran diseños ni uni ni bimodales, sino que fluctúan alrededor de la concentración promedio, que fue de 10,4 $\mu\text{g l}^{-1}$. En la muestra cercana al fondo se obtuvieron valores menores en febrero y agosto de 1981, coincidiendo el primero con el menor tiempo de recambio y el segundo con la menor velocidad de consumo. Allen (1969) halló también poca variación anual de este parámetro, con valores oscilando alrededor del promedio (10 $\mu\text{g l}^{-1}$) para el Lake Lötsjön (Suecia). Según Romero y Mariazzi (1983 a) el valor de K_t para este cuerpo de agua, osciló durante el período en estudio entre 4,1 y 0,1, por lo cual el

mínimo observado por nosotros ($0,2 \mu\text{g l}^{-1}$ para febrero y $0,1 \mu\text{g l}^{-1}$ para julio), evidenció la adaptación de la población bacteriana para remover el sustrato a las bajas concentraciones presentes. Según Hamilton *et al.* (1966), valores por debajo de $2 \mu\text{g l}^{-1}$ indican una adaptación de la flora microbiana a consumir los sustratos testados.

En el Lago Ramos Mexía ($K_t + S_n$) osciló entre $14,6$ y $1,4 \mu\text{g l}^{-1}$ con un promedio de $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$. Esta concentración promedio fue algo menor que la hallada para el Embalse del Río Tercero en la zona trofolítica y mucho menor que para la zona trofogénica del mismo y del Lago Pellegrini ($13,1 \mu\text{g l}^{-1}$). Tanto en el Lago Ramos Mexía como en el Pellegrini, no se observaron diseños estacionales sino fluctuaciones alrededor de los valores promedios. Este fenómeno pudo deberse al hecho que durante los meses de mayor producción para los lagos estudiados (primavera-verano) la flora bacteriana incrementa su número y actividad para consumir los sustratos orgánicos producidos por las algas, disminuyendo por consiguiente la concentración de materia orgánica. Durante el invierno disminuye la actividad fotosintética y concomitantemente la actividad heterotrófica, como se evidencia de la disminución invernal del potencial heterotrófico, manteniéndose, por lo tanto la concentración de las sustancias orgánicas en los mismos niveles que durante los meses de mayor producción. Berman *et al.* (1979) trabajando en el Lago Kinneret hallaron valores de concentración de glucosa sin ciclos estacionales claros, oscilando entre 13 y $106 \mu\text{g l}^{-1}$ con un valor promedio de $38,9 \mu\text{g l}^{-1}$. Morgan & Kalff (1973) no hallaron diseños estacionales ni verticales en los lagos árticos Char Lake (oligotrófico) y Meretta Lake (mesotrófico).

Comparando la actividad autotrófica respecto de la heterotrófica, en base a la razón entre V_{max} para glucosa y la tasa de fotosíntesis expresada en porcentajes (tabla IV), observamos que dicha relación se incrementa en aquel período del año en el cual es mayor el porcentaje de sustancia orgánica descompuesta respecto de la producida por el fitoplancton. Valores máximos al 40% se obtuvieron en junio y noviembre de 1981 en el Embalse del Río Tercero, indicándonos que en estos meses ese porcentaje de sustancia orgánica producida era descompuesto por las bacterias en el mismo estrato eufótico. Valores mucho menores se obtuvieron en los meses restantes interpretándoselos como ocasionados por la producción de mayores porcentajes de sustratos que difirieron del testado, glucosa, en los casos en que la producción primaria fue elevada (noviembre de 1981) o debidos a la existencia de bajos potenciales heterotróficos (julio y agosto de 1981). Cabe destacar que el máximo valor de $42,9\% V_{\text{max}}/\text{tasa de fotosíntesis}$, se obtuvo durante el mes de junio, con una baja tasa de fotosíntesis y valores medios de V_{max} , pero con la mayor concentración de clorofila *a* ($101,4 \text{ mg m}^{-2}$) detectada en el período en estudio, con predominio del alga *Melosira granulata*.

Los porcentajes de sustratos producidos y descompuestos en el estrato eufótico, en los lagos Ramos Mexía y Pellegrini, son muy diferentes a los obtenidos en el Embalse del Río Tercero. Son en cambio cercanos a los obtenidos por Overbeck (1979) para los lagos Kellersee (3,3%), Gr. Plöner See (1,9%) y Schönsee (1,7%), en los cuales observó que la fracción descompuesta disminuía

TABLA IV

Valores de producción primaria, concentración de clorofila-a, V_{max} , V_{max} /tasa de producción primaria mensuales, de los cuerpos de agua estudiados.

Lago Ramos Mexía

	I-81	III-81	IV-81	V-81	VI-81	VII-81	VIII-81	IX-81	X-81	I-81	II-81
Producción primaria mg C.m ⁻² .día ⁻¹	826,8	496,8	-	401,2	317,0	307,0	442,2	278,7	212,5	365,8	378,8
V_{max} mg C.m ⁻² .día ⁻¹	11,6	9,1	16,8	0,3	0,7	0,7	0,1	0,6	2,5	2,4	0,4
V_{max} /tasa de prod. primaria (%)	1,40	1,84	-	0,08	0,44	0,24	0,02	0,22	1,22	0,66	0,12
Clorofila-a mg.m ⁻²	15,4	15,7	18,4	27,0	12,5	11,4	22,3	6,0	11,7	8,2	15,0
Bacterias heterotróficas viables (UFC.ml ⁻¹ .m ⁻²)	10 900	5 800	16 400	5 200	12 800	7 800	3 800	4 600	4 200	7 100	3 300

Embalse del Río Tercero

	XI-80	XII-80	I-81	II-81	III-81	IV-81	V-81	VI-81	VII-81	VIII-81	IX-81	XI-81
Producción primaria mg C.m ⁻² .día ⁻¹	1558,8	612,5	800,7	1490,1	338,7	-	58,4	31,4	127,7	143,1	275,7	101,5
V_{max} mg C.m ⁻² .día ⁻¹	24,6	44,0	23,7	84,1	118,1	32,5	21,0	13,4	5,3	3,2	13,6	38,4
V_{max} /tasa de producción primaria (%)	1,58	7,19	2,96	5,68	34,84	-	35,94	42,92	4,16	2,28	4,94	37,88
Clorofila-a mg.m ⁻²	41,3	15,9	67,2	62,0	73,3	36,4	36,1	101,4	34,1	12,7	3,4	-
Bacterias heterotróficas viables(UFC.ml ⁻¹ .m ⁻²)	292 900	90 700	273 250	151 880	114 000	128 600	124 250	-	147 180	64 880	40 530	61 600

Lago Pellegrini

	IV-81	V-81	VI-81	VII-81	VIII-81	IX-81	X-81	I-81	II-81
Producción primaria mgC.m ⁻² .día ⁻¹	456,0	487,2	408,0	385,2	208,8	327,6	259,2	784,8	424,8
V_{max} mgC.m ⁻² .día ⁻¹	5,7	0,3	15,9	2,7	1,7	2,6	13,5	19,7	7,1
V_{max} /tasa de prod. primaria (%)	1,24	0,06	3,92	1,52	0,84	0,80	5,20	2,50	1,66
Clorofila-a mg.m ⁻²	2,61	13,3	18,2	9,6	5,1	3,9	8,3	15,4	17,2

a medida que descendía la tasa de fotosíntesis. De la relación V_{max} /tasa de fotosíntesis para los lagos Ramos Mexía y Pellegrini puede interpretarse que gran parte de los sustratos producidos son atacados por las bacterias a mayores profundidades, y no en la zona eufótica, o que se producen en mayor producción sustratos diferentes del testado.

En la tabla V se comparan los parámetros cinéticos de los tres ecosistemas estudiados, con los resultados obtenidos por otros autores. Valores superiores a $1\mu\text{g l}^{-1} \text{h}^{-1}$ son propios de ecosistemas eutróficos, según Hobbie (1969), siendo V_{max} un indicador sensible del grado de polución.

Los parámetros cinéticos del Embalse del Río Tercero son comparables a los observados en Plubsee por Overbeck (1975), considerado como un lago con alto grado de eutroficación. Los lagos Ramos Mexía y Pellegrini presentaron valores de los tres parámetros equivalentes a los hallados por Overbeck (1979) en Kellensee y Gr. Plöner See, clasificados como mesotróficos.

CONCLUSIONES

Se utilizó el parámetro V_{max} para caracterizar los tres cuerpos de agua; según este parámetro el Embalse del Río Tercero es un ecosistema eutrófico, mientras que el lago Ramos Mexía entraría en la categoría de oligotrófico. El lago Pellegrini presenta caracteres entre meso y oligotrófico, siendo difícil establecer el nivel de trofismo solamente con este parámetro.

Los valores de la velocidad máxima teórica de consumo (V_{max}) y el tiempo de recambio (T_t) mostraron variaciones estacionales acentuadas y asociadas al incremento en la numerosidad de algas durante los meses estivales e invernales.

La población bacteriana se adaptó a remover el sustrato testado, aún a bajas concentraciones, en los tres ecosistemas analizados, como se deduce de los valores de $(K_t + S_n)$ obtenidos.

TABLA V
Parámetros cinéticos que caracterizan a distintos ecosistemas acuáticos.

$V_{\max}(\mu\text{g.l}^{-1}.\text{h}^{-1})$	T_t (h)	$K_t + S_n$ ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Referencias
1,94 - 0,095 (0,54)	87 - 1 (34)	26 - 1 (8,9)	Berman <i>et al.</i> (1979) Lago Kinneret (eutrófico)
0,2 - 1,2 (0,45)	6 - 201,8 (51,8)	3,8 - 46,9 (19,3)	Overbeck (1975) Plubsee (eutrófico)
0,1 - 15	0,85 - 300	20 - 2	Allen (1969) Lötsjön (eutrófico)
1,8 - 0,23	17 - 100	2 - 3	Wright & Hobbie (1966) Erken (eutrófico)
0,039 - 79,0	49 - 9 621	226 - 2 030,6	Rai & Hill (1980) Black Water Lakes (eutrófico)
1,16 - 32,9	53 - 416	876,9 - 1 282,1	Rai & Hill (1980) Mixed Water Lakes (eutrófico)
0,22 - 27,75	12 - 1 655	222,8 - 3 485,3	Rai & Hill (1980) White Water Lakes (eutrófico)
0,13 - 0,31 (0,21)	96 - 216 (170)	25,7 - 4,10 (33,2)	Overbeck (1979) Kellersee (mesotrófico)
0,10 - 0,18 (0,13)	84 - 129 (101)	8,9 - 16,3 (12,8)	Overbeck (1979) Gr. Plöner See (mesotrófico)
0,01 - 0,75	10 - 178	0,5 - 2,5	Morgan & Kalff (1972) Meretta Lake (mesotrófico)
0,03 - 0,06 (0,04)	318 - 440 (378)	12,1 - 20,2 (17,0)	Overbeck (1979) Schöhsee (oligotrófico)
0,001 - 0,008	40 - 1 700	0,5 - 5	Morgan & Kalff (1972) Char Lake (oligotrófico)
0,04 - 2,08 (0,49)	2,94 - 326,6 (56,8)	1,1 - 24,5 (10,4)	Embalse Río Tercero (eutrófico)
0,001 - 0,121 (0,021)	50,7 - 2 179 (655,6)	1,39 - 14,6 (6,2)	Ramos Mexia (oligotrófico)
0,013 - 0,336 (0,088)	43,9 - 788,6 (311,3)	3,5 - 34,8 (13,1)	Pellegrini

BIBLIOGRAFIA

- ALBRIGHT, L. J., 1977. Heterotrophic bacterial dynamics in the Lower Frazer River, its estuary and Georgia Strait, N. C. *Canada Mar. Biol.* 39: 203-211.
- ALLEN, H. L., 1969. Chemo-organotrophic utilization of dissolved organic compounds by planktonic algae and bacteria in a pond. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 54: 1-33.
- ALLEN, H. L., 1973. Dissolved organic carbon pattern of utilization and turnover in two small lakes. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 58: 617-624.
- BERMAN, T., HADAS, O. & MARCHAIM, U. 1979. Heterotrophic glucose uptake and respiration in Lake Kinneret. *Hydrobiologia* 62: 275-282.
- BONETTO, A. A., DI PERSIA, D., MAGLIANESI, R. y CORIGLIANO, M. del C. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de Argentina. *Ecosur* 3: 47-120.
- CONZONNO, V. H.; MARIAZZI, A. A.; CASCO, M. A.; ECHENIQUE, R. O., LABOLLITA, H. y PETROCCHI, M., 1982. Estudio limnológico del lago Pellegrini (Río Negro, Argentina). *Ecosur*, 9, (18): 153-170.
- GOCKE, K., 1977. Heterotrophic activity. En RHEINHEIMER, G. (ed.). *Microbial ecology of brackish water environment*, Springer Verlag, Berlin: 111-198.
- HAMILTON, R. D., MORGAN, K. M. & STRICKLAND, J. D. H. 1966. The glucose uptake kinetics of some marine bacteria. *Can. J. Microbiol.* 12: 995-1003.
- HOBBIE, J. E. 1969. Heterotrophic activity. En: VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). *A manual of methods for measuring primary production in aquatic environments*, Blackwell, London ;146-152.
- KUZNETSOV, S. I., ROMANENKO, V. I. & KARPOVA, N. S. 1966. Number of bacteria and production of matter in water mass in Rybinak Reservoir in 1963-1964. *Trudy Inst. Biol. Vnutr. Vod.* 13: 123-132.
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346.
- MARIAZZI, A. A., CONZONNO, V. H. y ROMERO, M. C. 1981 a. Distribución temporoespacial de bacterias heterotróficas, clorofila, seston y parámetros químicos (Embalse del Río Tercero, Córdoba). *Limnobiós* 2: 193-205.
- MARIAZZI, A. A., ROMERO, M. C. y CONZONNO, V. H. 1981 b. Producción primaria, bacterias y otros factores ecológicos en el Embalse del Río Tercero (Córdoba). *Limnobiós* 2: 153-177.
- MORGAN, K. C. & KALFF, J., 1972. Bacterial dynamics in two high arctic lakes. *Freshwat. Biol.* 2: 217-228.
- OVERBECK, J. 1971. A computer analysis of the distribution pattern of phytoplankton and bacteria, measurement of rate of microbial decomposition of organic matter by means of kinetics parameters and remarks on the bacterial production in an eutrophic stratified lake. Proc. UNESCO IBP. Symposium on productivity problems of freshwater. Poland 1970: 227-237.
- 1972. Experimentelle untersuchungen zur bestimmung der bakteriellen produktion in See. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18: 176-187.
- 1975. Distribution pattern of uptake kinetics response in a stratified lake. (Plubsee ecosystem study IV) *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2.600-2.615.
- 1979. Studies on heterotrophic functions and glucose metabolism of microplankton in Plubsee. *Arch. Hydrobiol. Beich. Ergebn. Limnol.* 13: 56-76.
- PARSONS, T. R. & STRICKLAND, J. D. H. 1962. On the production of particulate organic carbon by heterotrophic processes in sea water. *Deep Sea Res.* 8: 211-222.
- RAI, H. & HILL, G. 1962. Establishing the pattern of heterotrophic bacterial activity in three Central Amazonian lakes. *Hydrobiologia* 86: 121-126.
- ROMANENKO, V. J. 1964. Heterotrophic CO₂ assimilation by bacterial flora of water. *Microbiologica* 33: 679-683.

- ROMERO, M. C. & MARIAZZI, A. A., 1983 a. Natural glucose concentrations determined by dilution bioassay in Embalse del Río Tercero (Córdoba, Argentina). Contribución N° 199 ILPLA. *Limnolios* (en prensa).
- 1983 b. Heterotrophic consumption by planktonic bacteria and algae Embalse del Río Tercero (Córdoba, Argentina). Contribución N° 208 ILPLA. (en prensa).
- SOROKIN, Y. I., 1965. On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 18: 187-205.
- STEEMANN NIELSEN, E. 1952. The use of radioactive carbon (C^{14}) for measuring organic production in the sea. *J. Cons., Cons. Perm. Int. Explor. Mer.* 18: 117-140.
- VACCARO, R. F. & JANNASCH, H. W. 1967. Variations in uptake kinetics for glucose by natural populations in seawater. *Limnol. Oceanogr.* 12: 540-542.
- WRIGHT, R. T. & HOBBI, J. E. 1965 a. The uptake of organic solutes in lake water. *Limnol. Oceanogr.* 10: 22-28.
- 1965 b. The uptake of organic solutes by planktonic bacteria and algae. *Ocean Science and Ocean Engineering Trans. Limnol. Oceanogr. Mar. Technol. Soc.* 1: 116-127.
- 1966. The use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Ecology* 47: 447-464.