

XXI° Congreso Nacional del Agua 2007

Tucumán, 15 al 19 de Mayo de 2007

**OBRAS DE SANEAMIENTO EN LA CUENCA DEL EMBALSE SAN ROQUE y
ESTIMACIÓN DEL RÉGIMEN TRÓFICO EN RESPUESTA A UN CAMBIO DE CARGAS**

María Alejandra Bustamante (1), Fabián López (2) y Carlos Bonetto (3)

- (1) Centro de la Región Semiárida, CIRSA, Córdoba -Instituto Nacional del Agua
(2) Cátedra Mecánica de Fluidos, Fc. Cs. Ex. Fis y Nat. Universidad Nacional de Córdoba.
(3) Instituto de Limnología Dr. Ringuelet, CONICET.

(1) Dirección: Policastro 4170 Cerro Chico CBA. Teléfono oficina: 351-4682781
alejandrabustamante@argentina.com

RESUMEN

La cuenca del embalse San Roque, Córdoba, cuenta con un clima semiárido templado caracterizado por una precipitación media anual de 850 mm en los últimos 10 años, concentrándose el 80% de las lluvias en primavera. El crecimiento demográfico en la cuenca, la descarga de efluentes cloacales sin tratamiento, y la carencia de políticas racionales de uso del suelo han causado en el lago un progresivo deterioro de la calidad del agua produciéndose desarrollos de floraciones algales. El presente estudio muestra la relación existente entre la eutrofización, las características morfométricas y la carga de nutrientes que recibe el embalse, evaluado en un período de 5 años hidrológicos consecutivos. Los parámetros hidrométricos del embalse tales como la profundidad media, y el tiempo de residencia del agua son bajos respecto a los valores característicos de los lagos y registran grandes variaciones a lo largo del año. La carga antrópica del peligro es más significativa que el aporte de los ríos y registró una tendencia creciente en el período estudiado con la excepción del año 2001-2002 explicada por la crisis económica y social de fines de 2001. Se observó relación entre la concentración de clorofila en el lago con la carga de fósforo que recibe, indicativa de una relación causa efecto: el grado de trofismo del embalse es función de la carga de fósforo total (PT) y de condicionantes de tipo hidrológico. Para una misma carga de P las concentraciones de clorofila y nutrientes pueden registrar un importante rango de variación en función de la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico.

Las obras en curso para el saneamiento de la cuenca traerán aparejada una importante mejora en el régimen trófico que se expresará en una disminución de la concentración media y máxima de clorofila, PT y fósforo reactivo soluble (PRS). La experiencia recopilada durante el desarrollo del trabajo permite sugerir algunas normas de manejo con el objeto de lograr una mejora complementaria en la calidad del agua.

Palabras claves: eutrofización, saneamiento, embalse, Vollenweider, fósforo

INTRODUCCIÓN

La construcción del embalse San Roque en una zona semiárida donde el recurso hídrico es limitado no sólo resulta de suma importancia para la provisión de agua potable, riego y energía hidroeléctrica para la región, sino que adicionalmente ha llevado al desarrollo de asentamientos urbanos en la zona, traducándose en un marcado crecimiento de la actividad turística y en el aprovechamiento del cuerpo de agua como espejo de uso recreativo. El embalse San Roque es un cuerpo de agua poco profundo, con una profundidad media de 13 m (9-20 m) y un tiempo de residencia hidráulica bajo, en el rango 0,1-0,6 año. El embalse es receptor tanto de descargas contaminantes provenientes de las localidades ubicadas en la cuenca, como de nutrientes provenientes de fuentes naturales. La fuerte presión antrópica resultó en la eutrofización progresiva del embalse que se manifiesta en el deterioro de la calidad del agua, con desoxigenación del hipolimnion, y cambios en la densidad y composición del fitoplancton produciéndose frecuentes floraciones algales con predominio de cianofitas tóxicas.

La eutrofización es un proceso en gran medida reversible. Existen importantes experiencias en la recuperación de ambientes cuyo grado de trofismo se había incrementado como consecuencia del impacto antrópico. Tal vez el ejemplo mejor conocido sea la progresiva eutrofización y posterior recuperación del lago Washington (Edmondson y Lhemman 1981) el cual registró un incremento del aporte de nutrientes provenientes de la ciudad de Seattle y de numerosos enclaves recreacionales que se desarrollaron en el perilago observándose sucesivas floraciones algales con predominio de cianofitas durante el período estival. La eutrofización cultural se revirtió con una disminución del aporte de nutrientes operada gracias a la construcción de plantas de tratamientos de residuos cloacales con tratamiento terciario.

En la actualidad toda política de preservación y desarrollo sustentable de lagos y embalses se fundamentan en la reducción de la carga de nutrientes. La reducción de las cargas de fuentes puntuales, fundamentalmente cloacales es técnicamente sencilla y su principal impedimento es económico. No obstante, existen también cuerpos de agua en los cuales la carga de P proviene en una mayor proporción de fuentes difusas (Robertson 1997; Juracek 1998; Carpenter *et al.* 1998) existentes en la cuenca con el consecuente transporte de nutrientes desde las zonas agrícolas, a los ecosistemas acuáticos. En muchas partes de Australia, por ejemplo, son los aportes de P provenientes de fuentes no puntuales como el uso de las tierras por la agricultura, los que han determinado la eutrofización de las aguas superficiales (Kirkby *et al.* 1997).

Originariamente los términos eutrófico y oligotrófico tenían un significado cualitativo para describir dos tipos de ambientes distintos. No fue sino hasta el trabajo encomendado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) a Vollenweider (1976) que se desarrolló una escala basada en la concentración de clorofila, que permitiera dar al tema un enfoque cuantitativo. Desde entonces se asume que el grado de trofismo de un cuerpo de agua se cuantifica como la concentración media anual de clorofila de ese ambiente (OECD 1982; Ryding y Rast 1992). Vollenweider (1976) mostró que la eutrofización de un lago representa un incremento de la concentración de clorofila relacionado con el incremento en la concentración de nutrientes del mismo. A su vez, la concentración de nutrientes en el lago depende del aporte de nutrientes de la cuenca, y de las características particulares del lago. Vollenweider (1976) estableció que de las muchas características de un lago que afectan su concentración de nutrientes, las dos más importantes son la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulica, y desarrolló un modelo que permite estimar el régimen trófico de un lago basado en la carga de nutrientes y los parámetros antedichos.

El modelo representó un gran avance en la comprensión del proceso de eutrofización. Haber logrado sintetizar dentro del conjunto de procesos que intervienen un reducido número de variables, fue un aporte conceptual de importancia. No obstante, es posiblemente más importante aún haber dado a la eutrofización un tratamiento numérico que permite estimar cual será la respuesta de un determinado cuerpo de agua a un cambio planificado tal como la reducción de la carga de nutrientes producido por ejemplo por la instalación de plantas de tratamientos de residuos cloacales. El modelo de Vollenweider se basó en relaciones estadísticas obtenidas de un conjunto de ambientes correspondientes a lagos dimícticos de clima templado. En todos los ambientes que se utilizaron para elaborar el modelo el nutriente que limita el desarrollo del fitoplancton resultó ser el fósforo, registrándose correlación entre la concentración de clorofila y la de fósforo. A pesar del tiempo transcurrido desde su formulación, la posibilidad de aplicar el modelo a una variada gama de situaciones resulta aun controversial. Su utilización en embalses someros de tiempos de residencia hidráulicos breves, muy inferior al que caracteriza los lagos que se tomaron en cuenta para su desarrollo, plantea un interrogante insoslayable. La eventual aplicabilidad del modelo de Vollenweider a cada ambiente en particular debe ser verificada. Sas (1989) recopiló la información disponible de 18 ambientes europeos en los que se llevaron a cabo reducciones de la carga de P y se documentó en detalle la situación previa y la respuesta posterior de cada ambiente. En la mayoría de los lagos, pero no en todos, se operó una disminución de la concentración media y máxima de clorofila, fósforo total, densidad del fitoplancton y proporción de cianofitas. Resultó evidente de esta recopilación que los ambientes someros responden de una manera diferente a los ambientes profundos, siendo estos los que mejor se aproximan a la respuesta estimada por el modelo de Vollenweider.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar el régimen trófico del embalse San Roque, describir su relación con al aporte de nutrientes de la cuenca, verificar la aplicabilidad del modelo de Vollenweider, y estimar los cambios limnológicos que se producirán en respuesta a un cambio de carga predecible debido a las obras de saneamiento que se desarrollan en la misma.

AREA DE ESTUDIO

La cuenca del embalse San Roque está ubicada entre el cordón montañoso de las Sierras Chicas y las Sierras Grandes a 35 km de la ciudad capital de la provincia de Córdoba. Su área de drenaje comprende una superficie de 1.750 km² y recibe el aporte de cuatro tributarios. La cuenca está formada por las subcuencas del río San Antonio de 540 km², río Cosquín de 840 km², arroyo Las Mojarras de 83 km², arroyo Los Chorrillos de 147 km² y un perilago de 140 km².

En el Departamento de Punilla, provincia de Córdoba, el 85% de la población reside dentro de la cuenca y a su vez el 90% vive dentro de zonas urbanas. En el perilago la ciudad de Villa Carlos Paz es la mayor, contando con 64.000 habitantes permanentes y una población turística que fluctúa entre 200.000 y 450.000 personas en el mes de enero o febrero. Las otras comunidades Villa Santa Cruz del Lago, Parque Siquiman, San Roque y San Roque del Lago, incrementan en un 5% el número total de residentes permanentes en el perilago.

La economía de la cuenca esta basada principalmente en el turismo. La presencia dominante de suelos superficiales, condiciones climáticas de semiaridez, y las características topográficas, favorables para el turismo, no lo son para el desarrollo agropecuario. La actividad turística fluctúa visiblemente a lo largo del año. La temporada de turismo se extiende desde mediados de diciembre hasta mediados de marzo registrando el máximo en enero, y otro menor en febrero, sobrepasando frecuentemente la población permanente. En enero del período 1991-1995, un promedio de 150.000

personas visitaron la costa del lago (Rodríguez 2003). Existe también otro flujo en abril (semana santa) y en julio, mucho menos significativo que los anteriores.

La actividad agropecuaria dentro de las actividades económicas del departamento Punilla es extensiva, asociada a la presencia del estrato herbáceo, intensificándose en verano. Se practica principalmente cría de ganado vacuno y en las áreas de mayor altitud cría de ovinos y caprinos. Los cultivos son principalmente de maíz y cebada, centeno, avena y trigo y en número muy reducido se registran algunas quintas con frutales según relevamiento de campo (Barbeito y Ambrosino 1999). Los recursos forestales son de especies nativas y de coníferas ubicados en la cuenca media del río San Antonio, y en la altiplanicie de Oláen.

Desde hace varias décadas se evidencia un grado alto de contaminación dejando expuesta a la población al peligro de enfermedades transmitidas por el agua. En ocasiones se realiza la descarga directa de líquidos cloacales en superficies de agua, transportados al lago por los tributarios o por filtración de los sistemas sépticos individuales (pozos absorbentes) instalados en una región donde en general por su geología no son adecuados para tales sistemas.

Las Cooperativas de la región, reunidas en una Asociación Regional de Cooperativas (Arcoop) aunaron esfuerzos solidarios para llegar a la concreción de la obra de Saneamiento del Lago San Roque. Arcoop está formada por 13 Cooperativas del Valle de Punilla y Sierras Chicas las que luego decidieron crear Cuencas Serranas S.A. con el objetivo de generar un órgano de mayor operatividad para encarar el saneamiento de la cuenca. En la cuenca Alta ya se realizaron dos plantas de tratamiento de residuos cloacales con tratamiento terciario en las localidades de Valle Hermoso y La Falda. Para la operación de este sistema en la zona y la prestación del servicio se le otorgó la concesión a la Asociación Regional de Cooperativas (Arcoop). Además de las localidades mencionadas, el beneficio del servicio alcanza a Villa Giardino y Huerta Grande.

En la Cuenca Baja el gobierno de la Provincia de Córdoba, la Municipalidad de Villa Carlos Paz y Arcoop firmaron un convenio marco para la realización de las obras de Saneamiento del Lago San Roque. La provincia concesionó a Arcoop el servicio de cloacas en la Cuenca del Lago San Roque, las construcciones de redes colectoras y ampliaciones, construcción de obras básicas, y operación de obras de recuperación del embalse. Por su parte, la Municipalidad de Villa Carlos Paz concesionó a la Cooperativa Integral (Coopi) la concreción de la Red Colectora de Desagües Cloacales y la prestación del servicio existente y futuro. Las obras de cloacas (redes colectoras domiciliarias) son financiadas en un 20% por la Coopi y la Municipalidad y un 80 % por los mismos usuarios. Mientras que las obras básicas (cloaca máxima, planta depuradora y estaciones de bombeo) son pagadas por el gobierno de la provincia. Se encuentran en ejecución la obra de redes domiciliarias, redes colectoras y estaciones de bombeo que beneficiará en primera etapa entre 14.000 y 19.000 usuarios.

La implementación en la cuenca del lago del plan de saneamiento produjo un aumento del número de conexiones a la red cloacal, cubriendo en promedio a 5.400 personas en el año 2005 y representando aproximadamente un 10% de la población del perilago. El resto de los domicilios utilizan sistemas propios, y en muchos casos se observa en el perilago el escurrimiento superficial de líquidos residuales hacia el curso fluvial más próximo o directamente hacia el lago. En tanto para la Cuenca Media y Oeste (Cosquín, Bialet Massé, Tanti, Cabalango) como para las zonas no contempladas actualmente (Sur de Punilla), se prevé integrarlas en una próxima etapa.

METODOLOGÍA

En la cuenca del embalse los sitios de muestreo se ubicaron en las desembocaduras de los ríos principales, río San Antonio (E1), los Chorrillos (E2), Las Mojarras (E3) y Cosquín (E4) y en el cuerpo de agua se seleccionó una estación de muestreo en el centro (C) del mismo (Fig. 1). Las actividades de monitoreo llevadas a cabo durante 5 años hidrológicos 99-04, con una frecuencia semanal en el verano del año 1999-2000, quincenal el resto del ciclo, y luego mensualmente hasta el año hidrológico 2003-2004 inclusive.

En todas las estaciones se realizaron mediciones *in situ* con una Sonda Multiparamétrica Horiba para la determinación de la concentración de oxígeno disuelto (OD), pH, temperatura y conductividad del agua y se tomaron muestras de agua para la determinación de la concentración de los sólidos suspendidos (SS) y los nutrientes: fósforo total (PT), fósforo reactivo soluble (PRS), amonio (NH_4^+), y nitrato (NO_3^-). Complementariamente se tomaron muestra de agua de lluvia para la determinación del pH y nutrientes.

En los ríos se tomó una muestra simple y en el lago se evaluaron sus propiedades físico químicas a nivel superficial (0,2 m). Complementariamente se midió la concentración de clorofila *a* por espectrofotometría (APHA, 1998) y la densidad de fitoplancton mediante recuento del número total de organismos por filtración con filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C y sedimentación. Se identificó la composición del fitoplancton hasta la categoría de géneros según protocolos de la empresa Potabilizadora Aguas Cordobesas S.A. (c/ claves de identificación de Burrely y Tell) y de especie para las algas más frecuentes.

Se midieron las concentraciones de SS por gravimetría, de PT por el método de reducción por digestión con persulfato, de PRS por reducción con ácido ascórbico, amonio por método del azul indofenol modificado de APHA (1998), y nitratos por reducción en columna de cadmio.

En las mismas actividades de monitoreo de los ríos se midieron las variables hidráulicas necesarias para el cálculo del caudal instantáneo de agua (Q) determinado como la velocidad media por el área transversal de la sección. La estación de muestreo E1 es coincidente con la estación 600 de la Red Telemétrica de variables hidrometeorológicas operada por CIRSA-INA. Por lo tanto se utilizaron también los caudales calculados con la curva de descarga elaborada por el centro a partir de los registros de altura del pelo de agua (h) tomados por el sensor de la mencionada estación cada 18 minutos.

Durante las actividades de muestreo del lago se registró la profundidad de la estación del centro (z) y los datos de cota diaria del embalse. Los volúmenes, los caudales diarios erogados y el aporte total diario desde la cuenca fueron obtenidos en la DiPAS. El caudal erogado está formado por el caudal de toma permanente que realiza la Empresa Provincial de Energía de Córdoba (EPEC), el caudal de salida por las válvulas de fondo y el vertedero cuando éstos están operando. En cada uno de los ciclos hidrológicos se calcularon características anuales, de verano y primavera verano: área media ocupada por el espejo de agua (A) en función de la cota del embalse [(68,29x m de cota) – 782,06] (Morillo 2002), volumen medio, profundidad media ($z = \text{vol}/A$). El tiempo de residencia hidráulico se lo calculó como el cociente entre volumen y el aporte total anual proveniente de cuenca (E). La carga hidráulica (qs) fue calculada a su vez como el cociente entre la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico (Mills *et al.* 1985 y Chapra 1997).

Por el detalle con el cual se registraron los caudales en el cierre de la cuenca del río San Antonio cada 18 minutos, el transporte mensual y anual de SS, PT, PRS, NH_4^+ y NO_3^- se calculó para el período 1999-2004, integrando en el tiempo los pares de valores, caudal por la concentración ($C_i \times Q_i$). La concentración a su vez corresponde al promedio de dos registros realizados consecutivamente en el río. El período estival se caracteriza por la presencia de crecidas del caudal asociadas a los eventos de lluvias intensas y en estos momentos se produce el transporte de cantidades importantes de material erosionado en la cuenca.

Por este motivo, se evaluó en estos meses el aporte de SS, PT, PRS, amonio y nitrato, por separado del cálculo de carga descrito anteriormente, mediante el uso de diferentes algoritmos matemáticos estudiados para cada variable de calidad (Bustamante *et al.* 2007): $\text{SS}=1,1 \text{ ETP/P} \times \text{NDSL} \times \text{Q}$; $\text{PT}=0,02 \text{ SS}^{0,6}$; $\text{PRS} = -0,1 \text{ Q} + 32$ cuando $\text{NDSL}<10$ y $\text{PRS}=-0,3 \text{ Q} + 65$ cuando $\text{NDSL}>11$; $\text{NO}_3^- = 637 e^{-0,01 \text{ LLTM}} \text{ Q}^{0,006}$ y $\text{NH}_4^+ = 24 \text{ Q}^{0,36}$ (ETP: evapotranspiración mensual; P: precipitación; NDSL: nro de días sin lluvia; Q: caudal). Consecuentemente la carga de nutrientes y sólidos suspendidos mensual de cada evento se la calculó integrando los pares de valores concentración por caudal y esta magnitud, debido a los eventos producidos por las precipitaciones, se sumó al cálculo hecho sobre el muestreo mensual en condiciones de relativa estabilidad (flujo de base).

En las cuencas restantes, y de igual forma que en la anterior, se calculó el transporte mensual y anual de sólidos suspendidos y nutrientes. En los períodos de caudales bajos se determinó la carga diaria como el caudal por la concentración, esta última determinada como el promedio de dos registros diarios consecutivos obtenidos en los muestreos mensuales. Para la estimación del aporte extraordinario producido con los eventos torrenciales, los registros hidrológicos de los ríos no son suficientes para la elaboración de sus correspondientes hidrogramas. A partir de la información hidrológica provista por DIPAS (E diario) se le asignó del total aportado al lago un valor diario de caudal a cada sub-cuenca proporcional a la superficie de la misma, correspondiéndole al Cosquín el 48%; Las Mojaras 4,7% y Los Chorrillos 8,4% y la misma variabilidad de calidad que la determinada para el río San Antonio. Finalmente el transporte diario de nutrientes asociado a grandes caudales se lo sumó al cálculo anterior realizado en base al muestreo mensual.

La construcción del embalse San Roque permitió el desarrollo de importantes sitios urbanos en la cuenca y en su perillago, y es evidente el aumento de la población en los períodos turísticos. El aporte de sólidos suspendidos y nutrientes de las ciudades localizadas en el interior de las cuencas está comprendido en el total del transporte correspondiente a cada tributario reflejando el impacto tanto de los residentes permanentes como de los turistas.

Debido a que la economía de la cuenca esta basada principalmente en el turismo y en actividades comerciales de bajo impacto, la ciudad es responsable por la mayor parte de las aguas residuales estimada en 240 l/hab \times día con una carga diaria de PT de aproximadamente 2,5 g P/hab \times día (Bechtel *et al.* 1992). De acuerdo a otros autores, el contenido en N y PT de un efluente de líquidos cloacales sin tratamiento puede variar entre 2 - 4,5 g P/hab \times día y 13 - 23 g N/hab \times día (Chapra 1997; Rodríguez 2003; Ryding y Rast 1992) dependiendo para el caso del fósforo de la concentración de fosfato que contengan los detergentes. En el estudio se utilizó el valor de 2 g P/hab \times día y de 13 g N/hab \times día para el cálculo de la carga mensual en función de la población total, permanente y turística.

La cantidad de habitantes residentes en los últimos años fue facilitada por el registro civil de la Ciudad de Villa Carlos Paz y la cantidad total de turistas en temporada alta (diciembre-marzo) y

semana festiva (Pascuas-abril) por la Secretaría de Turismo de la misma ciudad. A su vez el total de turistas se distribuyó por mes según la relación descrita por la población censada entre 1991-1995, 11% en diciembre, 43% en enero, 40% en febrero y 6% en marzo (Rodríguez 2003). Debido a la falta de información sobre la cantidad de turistas que visitan la cuenca en julio se asumió para este mes una cantidad de turistas igual a la del mes de abril (2000: 72.510; 2001: 74.900, 2002: 92.438) según la Secretaría de Turismo de V. Carlos Paz (2005).

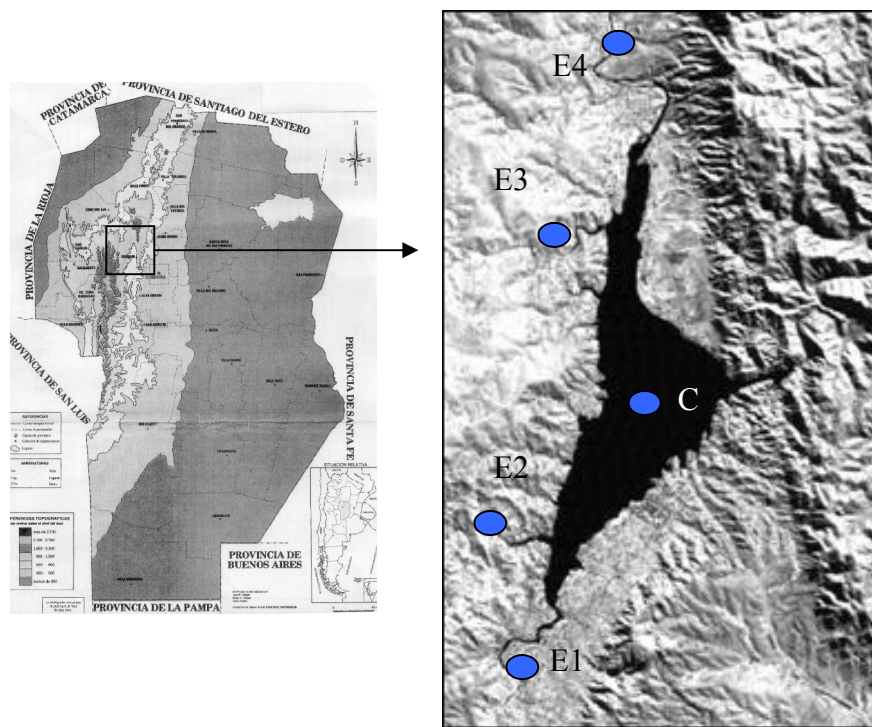


Figura 1. Localización de la cuenca y ubicación de las estaciones de muestreo sobre el lago y los tributarios, **E1**: río San Antonio, **E2**: arroyo Los Chorrillos, **E3**: arroyo Las Mojarras, **E4**: río Cosquín y **C**: centro del embalse.

RESULTADOS

Aporte ambiental

La Tabla 1 muestra el transporte anual de SS y nutrientes en los ríos San Antonio, Los Chorrillos, Las Mojarras y Cosquín realizado durante los 5 años estudiados, ciclos que se diferenciaron por sus precipitaciones y la magnitud de los escurrimientos superficiales.

Tabla 1. Transporte anual de SS, PT, PRS, nitrato y amonio realizado por los cuatro ríos San Antonio, Los Chorrillos, Las Mojarras y Cosquín en los años estudiados

año hidrológico	SS (tn/año)	PT (tn P/año)	PRS (tn P/año)	Nitrato (tn N/año)	Amonio (tn N/año)
1999-00	10495	45	12	97	21
2000-01	2286	21	9	67	7
2001-02	5890	29	8	66	8
2002-03	19694	46	5	44	8
2003-04	8972	56	6	50	7

Aporte de perilago

La población permanente de la Ciudad de Villa Carlos Paz crece a una tasa promedio de 2.400 habitantes por año. La población turística muestra picos importantes en verano, en particular en enero y febrero y fue extraordinario en los dos últimos años 02-04, llevando casi al doble el total de la población registrada durante el verano del 2000 (Fig. 2). La excepción la marcó el año 01-02 en el cual se registró una disminución importante de los turistas.

La Figura 3 muestra el aporte anual de PT realizado por los cuatros ríos y el perilago. El aporte anual de PT del perilago fue mayoritario, representando entre el 54 y el 81% del total transportado desde la cuenca hacia el embalse y a su vez, fue menor en el año húmedo y mayor en el año más seco (Fig. 3). El aporte de PT de los ríos resultó menor al aporte antrópico y fue más importante en el año húmedo que en los años sucesivos. En verano el embalse recibió la mayor carga, en su mayoría carga antrópica. Se observan diferencias interanuales y estacionales en el transporte de PT. En los años 00-01 y 01-02 ambas cargas la de los afluentes y del perilago, se redujeron (Fig. 3). En el año 01-02 la concurrencia de turistas disminuyó pero la población permanente creció, razón por la cual la carga de PT que recibió el embalse superó la del año 99-00.

El aporte anual de N realizado por el perilago (Fig. 4) se registró significativamente superior a la carga de PT que recibió el embalse y, de forma similar, aumentó en los años más secos en coincidencia con el mayor número de turistas.

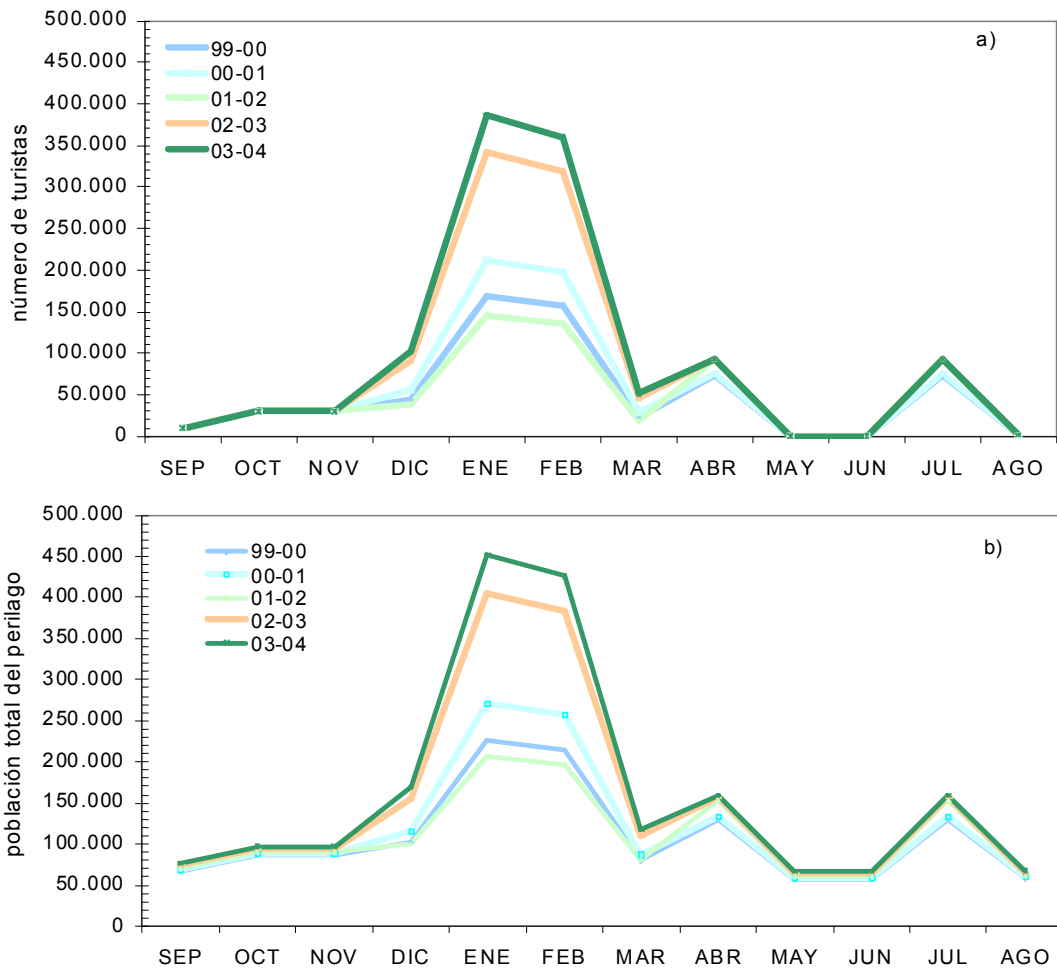


Figura 2. Turistas que visitaron el perilago en los años estudiados (a); Población de perilago permanente y turística (b) (Registro Civil de la ciudad de V. Carlos Paz, Of. Turismo y censo 2001).

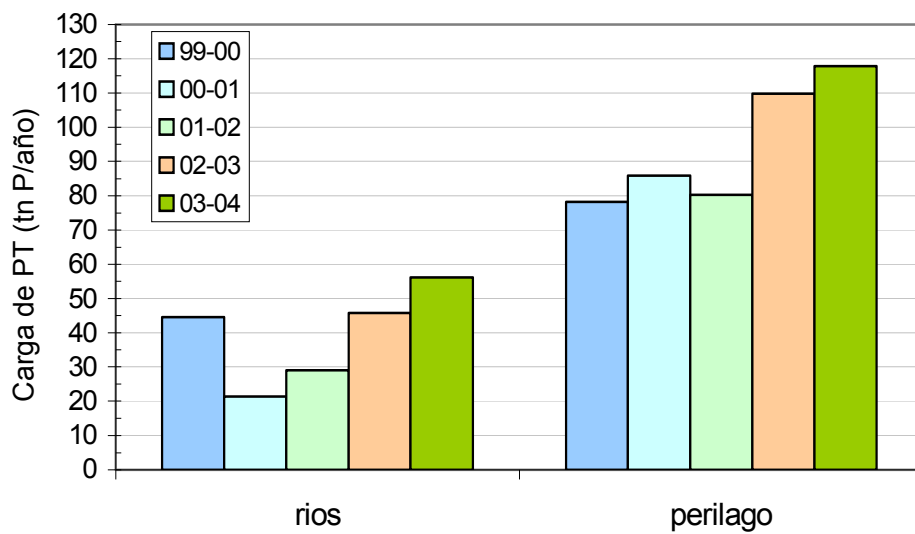


Figura 3. Cargas anuales de PT aportadas al embalse por los ríos y la población del perilago.

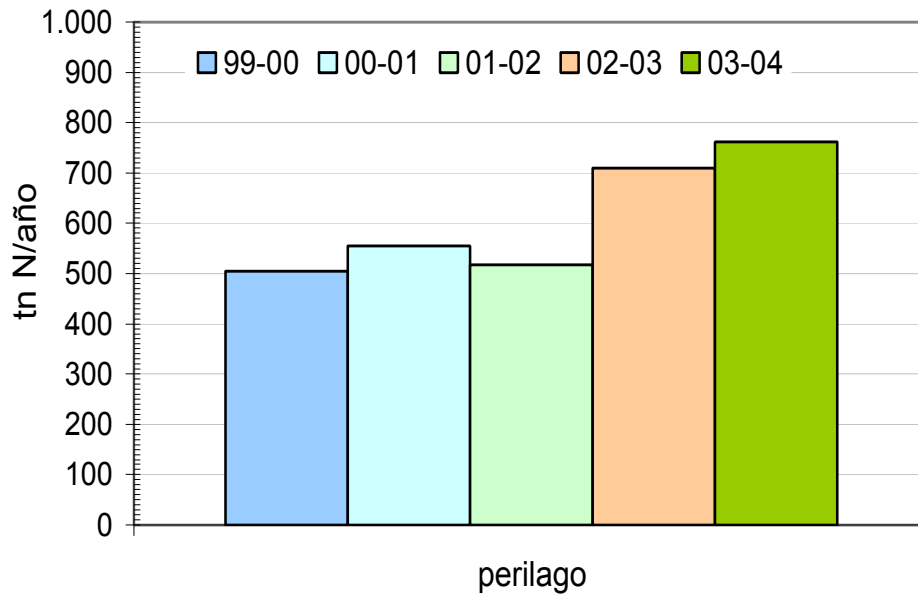


Figura 4. Cargas anuales de N aportadas al embalse por la población del perilago.

Régimen trófico

En los años 00-01 y 01-02 las cargas anuales de PT al embalse correspondieron a los menores registros de la serie. Como resultado, tanto las concentraciones medias anuales de PT y PRS del lago como así también de clorofila, fueron también menores en esos años que en los demás (Tabla 2).

La concentración media anual de PT en el lago se correlacionó con la carga total anual (LP) de PT con un nivel de significación de 0,07 ($r=0,85$ $p=0,07$ $N=5$). Lógicamente, también se correlacionó con la carga normalizada (Lp) ($r=0,84$ $p=0,07$ $N=5$) (1).

$$PT = 0,0012 LP^{2,25} \text{ y } PT = 18 Lp - 85 \quad (1)$$

La concentración media anual de PT en el lago se correlacionó con la carga de PT aportada por los afluentes LP_r y Lp_r (2), en este caso tanto el coeficiente de correlación como el nivel de significación resultaron mayores ($r=0,91$ $p<0,05$ $N=5$) y ($r=0,89$ $p<0,06$ $N=5$) respectivamente

$$PT = 15e^{0,04LP_r} \text{ y } PT = 21e^{0,45Lp_r} \quad (2)$$

La concentración media anual de PRS del embalse se correlaciona con la de PT (3) y con la carga de PT aportada por los afluentes (4)

$$PRS = 0,9PT^{0,71} \quad (r=0,85 \text{ } p=0,07 \text{ } N=5) \quad (3)$$

$$PRS = 0,5LP_r - 0,3 \quad (r=0,91 \text{ } p=0,05 \text{ } N=5) \quad (4)$$

La concentración media anual de PRS del lago mostró una correlación significativa con la carga de PT aportada por el perilago (LP_h) y la carga hidráulica ($qs=z/tw$) del embalse (5). De igual forma se correlacionó con la carga normalizada (6)

$$PRS = 0,6LP_h + 0,7qs - 63 \quad (r= 0,94 \text{ p}<0,05 \text{ N}=5) \quad (5)$$

$$PRS = 0,63LP_h + 8qs - 49 \quad (r= 0,8 \text{ p}<0,1 \text{ N}=5) \quad (6)$$

En verano la concentración media de PT se correlacionó con la carga total de PT recibida en la primavera del mismo año (7)

$$PT(v) = 3LP(p) - 34 \quad (r= 0,94 \text{ p}<0,02 \text{ N}=5) \quad (7)$$

La concentración media anual de clorofila se correlacionó con la concentración de PT (8), con la carga normalizada aportada por los afluentes (9) y con la concentración de PRS (10). Asimismo la concentración media de clorofila de verano se correlacionó con la concentración media de PT (11) y con la carga de PT recibida en primavera (12).

$$Cl a = 34 \ln(PT) - 108 \quad (r= 0,9 \text{ p}<0,05 \text{ N}=5) \quad (8)$$

$$Cl a = 17 Lp_r - 8 \quad (r= 0,9 \text{ p}<0,05 \text{ N}=5) \quad (9)$$

$$Cl a = 3 PRS - 16 \quad (r= 0,97 \text{ p}=0,007 \text{ N}=5) \quad (10)$$

$$Cl a(v) = PT(v) - 31 \quad (r= 0,9 \text{ p}<0,05 \text{ N}=5) \quad (11)$$

$$Cl a(v) = 4 LP(p) - 94 \quad (r= 0,98 \text{ p}<0,005 \text{ N}=5) \quad (12)$$

La concentración media anual de clorofila se correlacionó con la carga normalizada de P y qs y con el aporte de perilago y qs (13 y 14). De igual forma, la concentración media de verano se correlacionó con la carga de PT de primavera y qs de verano, (15).

$$\text{período (00-04)} \quad Cl a = 0,35 e^{0,03(12LP+1,4qs)} \quad (r= 0,98 \text{ p}<0,001 \text{ N}=5) \quad (13)$$

$$Cl a = 100 (Lp/qs) - 8 \quad (r=0,99 \text{ p}<0,0001 \text{ N}=4) \quad (14)$$

$$Cl a(v) = 4 LP(p) + 2 qs(v) - 119 \quad (r= 0,98 \text{ p}<0,001 \text{ N}=5) \quad (15)$$

La concentración máxima de clorofila a medida en el año, es función de la concentración media anual de clorofila del lago (16) y de las concentraciones medias de PRS (17). De la misma forma se puede aseverar que las cargas de PT, las concentraciones de PT en el lago y las características hidráulicas influyen sobre el porcentaje de cianófitas que componen el fitoplancton del embalse (18 a 21).

$$\text{Max } (Cl a) = 2 Cl a^{1,1} \quad (r= 0,99 \text{ p}<0,0001 \text{ N}=5) \quad (16)$$

$$\text{Max } (Cl a) = 0,7 PRS^{1,8} \quad (r= 0,95 \text{ p}<0,01 \text{ N}=5) \quad (17)$$

$$\text{Ciano}(\%) = 38 e^{0,005LP} \quad (r= 0,97 \text{ p}<0,005 \text{ N}=5) \quad (18)$$

$$\text{Ciano}(\%) = 40 e^{0,07Lp} \quad (r= 0,97 \text{ p}<0,005 \text{ N}=5) \quad (19)$$

$$\text{Ciano}(\%) = 0,22 PT + 55 \quad (r= 0,94 \text{ p}<0,01 \text{ N}=5) \quad (20)$$

$$\text{Ciano}(\%) = PRS - 0,5 qs + 66 \quad (r= 0,98 \text{ p}<0,01 \text{ N}=5) \quad (21)$$

Tabla 2. Principales características limnológicas registradas en el embalse (LP: carga de PT; Lp carga normalizada de PT; LP_r: carga de PT aportada por afluentes; Lp_h carga normalizada de PT aportada por afluentes; LP_h: carga de PT aportada por perilago; Lp_r carga normalizada de PT aportada por perilago)

	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04
LP (tn)					
anual	123	107	109	156	174
prim-verano	90	74	74	120	121
verano	42	45	48	77	86
Lp (g P/m ²)					
anual	8	7	7	10	12
prim-verano	6	5	5	8	9
verano	2.6	2.8	3.0	4.8	5.7
LP _h (tn)					
anual	78	86	80	110	118
prim-verano	52	59	50	79	86
verano	31	37	29	53	59
Lp _h (g P/m ²)					
anual	5	6	5	7	8
prim-verano	3	4	3	5	6
verano	2	2	2	3	4
LP _r (tn)					
anual	45	21	29	46	56
prim-verano	37	15	23	41	35
verano	11	9	19	23	26
Lp _r (g P/m ²)					
anual	3	1	2	3	4
prim-verano	2	1	1	3	2
verano	1	1	1	1	2
PT (µg/l)					
media anual	84	43	36	66	155
media prim-verano	99	43	32	74	84
media verano	102	32	50	80	66
PRS (µg/l)					
media anual	26	12	10	21	26
NH ₄ ⁺ (µg N/l)					
media anual	37	44	<40	<40	<40
NO ₃ ⁻² (µg N/l)					
media anual	295	534	339	343	<100
Clorofila a (µg/l)					
media anual	56	12	17	34	58
max anual	248	40	57	149	222
media verano	100	26	14	84	36
Diatomeas (org/ml)					
media anual	776	1.827	1.731	1.730	1.641
max anual	5.519	4.790	5.331	5.184	4.764
Cianoficeas (org/ml)					
media anual	5.898	4.724	5.279	6.832	45.240
max anual	61.100	18.820	27.860	38.227	361.443
Dinoficeas (org/ml)					
media anual	553	29	175	108	34
max anual	1.800	110	850	563	101

DISCUSIÓN

La relación estadística observada entre la concentración de clorofila y la concentración de fósforo total es consistente con los elevados cocientes nitrógeno inorgánico/PRS, indicando que el factor limitante de la biomasa del fitoplancton es el fósforo. Asimismo, las relaciones entre la concentración media de clorofila y PT en el embalse con la carga de P que recibe es indicativa de una relación causa efecto, indicando que las concentraciones media y máxima de clorofila en el embalse están reguladas y dependen de la carga de PT al embalse.

El aumento de los coeficientes de correlación cuando se incluye la profundidad media o la carga hidráulica ponen de manifiesto la influencia de los condicionantes de tipo hidrológico. La dependencia de la concentración de clorofila en el embalse con la carga de PT que recibe es consistente con numerosas referencias bibliográficas sobre el tema. Vollenweider (1976) observó que la concentración media de clorofila en lagos podía predecirse en función de la carga de PT, la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico o la carga hidráulica.

Por correlación en un conjunto de unos 40 lagos estudiados se llegó a la expresión (22) que normalmente se conoce como “modelo de Vollenweider”:

$$Cl a = 0,36 \left[(Lp/qs)/1 + \sqrt{t_w} \right]^{0,91} \quad (22)$$

siendo

Lp: carga de PT expresada en términos de g P/m² año,

t_w: tiempo de residencia hidráulico (año⁻¹)

qs= z/t_w carga hidráulica (m/año), cociente entre la profundidad media y el tiempo de residencia hidráulico.

En un trabajo posterior Vollenweider y Kerekes (1982) recopilaron la información disponible sobre un conjunto de 144 ambientes confirmando el modelo propuesto. Vollenweider definió el grado de trofismo de un cuerpo de agua como la concentración media de clorofila y estableció categorías definidas arbitrariamente.

Con un criterio pragmático, definió como eutrófico a todo cuerpo de agua cuya concentración media anual de clorofila excede los 10 µg/l, valor de concentración aproximado que en países como Austria o Suiza, eran percibidos por la población como un deterioro de las condiciones anteriores de los lagos y movilizaban a los residentes demandando al gobierno mejoras en la calidad del agua. Si bien distintos autores han propuesto modificaciones a este criterio, pareciera no haber un fundamento definitivo para preferir algún otro al propuesto inicialmente. En el presente trabajo se adoptan las categorías de trofismo propuestas por Ryding y Rast (1992), basadas en el trabajo de Vollenweider y Kerekes (1982).

El modelo de Vollenweider significó un avance trascendente en la disciplina. Los términos oligotrófico y eutrófico se usaron cualitativamente desde el nacimiento de la limnología para definir atributos de los lagos. A partir del modelo de Vollenweider el grado de trofismo pudo tratarse cuantitativamente y con el modelo propuesto puede predecirse la concentración de clorofila de un futuro cuerpo de agua como por ejemplo un embalse sobre un río, si se conoce la concentración de PT en el río y los parámetros hidrológicos, que son parte de los estudios de factibilidad.

El modelo de Vollenweider permitiría, de ser universal, predecir la concentración de clorofila en un cuerpo de agua si se modifica la carga de P al mismo. Como normalmente es la

carga de P el único factor que es factible de modificarse en un cuerpo de agua, fundamentalmente a través de la instalación de plantas de tratamiento de los residuos cloacales en las ciudades de la cuenca, el modelo representa una valiosa herramienta para los funcionarios encargados del manejo del lago.

Los resultados del presente estudio confirman la solidez conceptual del trabajo de Vollenweider (1976). Efectivamente, el grado de trofismo del embalse San Roque depende de la carga de PT y se relaciona también con condicionantes de tipo hidrológico, fundamentalmente la profundidad media y la carga hidráulica.

No obstante, en el embalse San Roque la fórmula propuesta por Vollenweider (1976) no predice la concentración de clorofila en el embalse: si aplicamos la fórmula para el año húmedo obtenemos una subestimación de la concentración y en los años restantes una sobreestimación de las concentraciones de clorofila (Fig. 5).

La fórmula de los trabajos de Vollenweider es una expresión matemática obtenida como un ejercicio de regresión de los valores de las variables en un conjunto de ambientes estudiados de los cuales se conocían la carga de PT y los parámetros hidrológicos antes mencionados. En principio, no debería sorprender que un ambiente distante geográficamente, cuyas características climáticas, edáficas, biológicas y geoquímicas sean distintas del conjunto donde se obtuvo la información que permitió el ajuste de la correlación, tenga un comportamiento diferente.

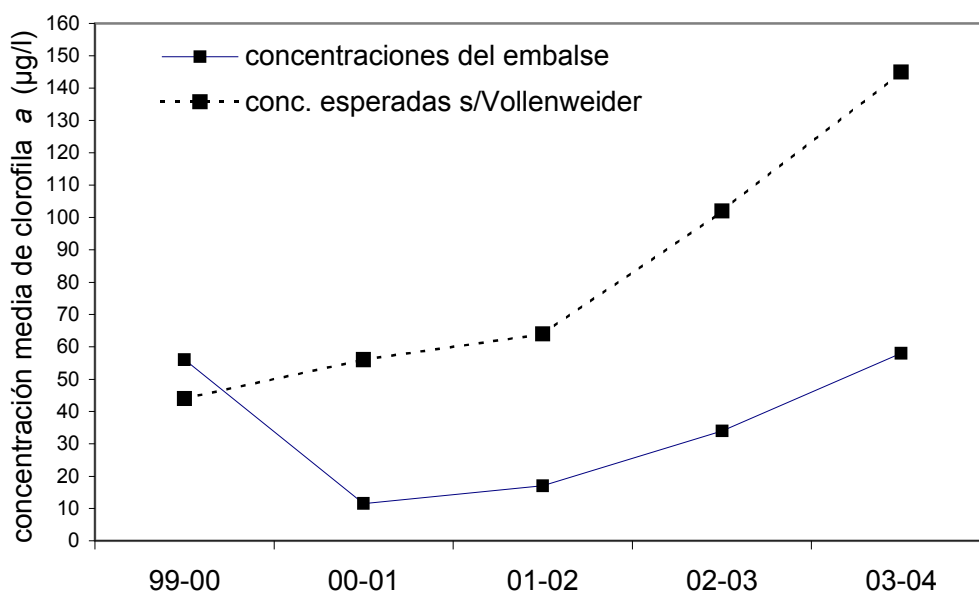


Figura 5. Concentraciones medias anuales de clorofila del embalse y las estimadas con el modelo de Vollenweider.

El embalse San Roque cuenta con un clima semiárido templado con inviernos no muy rígidos. Las lluvias se concentran en primavera-verano, la profundidad media es reducida, y el tiempo de residencia del agua es muy breve. Durante los inviernos muy secos disminuye la profundidad y la superficie del espejo de agua dejando comparativamente grandes superficies de sedimentos expuestas en su costa norte donde se desarrolla vegetación herbácea de praderas que serán inundadas en primavera, donde se incorpora ganado para consumir la vegetación. Así, los parámetros hidrológicos tales como la profundidad media, y el tiempo de residencia del agua no

solo son inusualmente bajos, respecto a los valores característicos de los lagos recopilados por Vollenweider, sino también que registran grandes variaciones a lo largo del año.

Las concentraciones medias anuales de clorofila a del embalse pueden estimarse si se utiliza el algoritmo formulado en el presente trabajo $Cl a = 0,35 e^{0,03(12 Lp+1,4 q_s)}$ (ecuación 13). Esta ecuación representa el mejor ajuste estadístico en el gráfico de concentración media de clorofila en función de la carga de P por unidad de área y la carga hidráulica. En la Figura 6 se representan los valores determinados conjuntamente con los valores estimados con la ecuación.

No obstante, independientemente del buen ajuste, el término q_s tiene en la fórmula una influencia contraria a la que se conoce en la bibliografía (Vollenweider 1976, Vollenweider y Kerekes 1982). En efecto, siendo $q_s = z/tw$, su valor se incrementa cuanto mayor sea la profundidad media y cuanto menor sea el tiempo de residencia hidráulico.

Para una misma carga hidráulica, la concentración de PT y clorofila en un lago resultará menor cuanto mayor sea la profundidad media y cuanto más pequeño sea el tiempo de residencia hidráulico, porque a medida que aumente la renovación del agua también aumenta la cantidad de P y de clorofila que abandonan el lago por el efluente. De modo tal que para una carga dada, la concentración de clorofila debería disminuir a medida que aumenta q_s mientras que el signo del coeficiente en la formula 13 es positivo.

Aparentemente, el año extraordinario 99-00 tiene una importancia relativa desproporcionada e influye en el signo del coeficiente. Si se ajusta la mejor regresión para los años 00-04, se obtiene la ecuación 14: $Cl a = 100(Lp/q_s) - 8$.

Esta ecuación muestra un excelente ajuste para los cuatro años de la serie 00-04 (Fig. 6) y es consistente con la experiencia previa sobre el tema: para una dada carga de P, la concentración de clorofila disminuye conforme aumenta la profundidad media y a medida que disminuye el tiempo de residencia hidráulico.

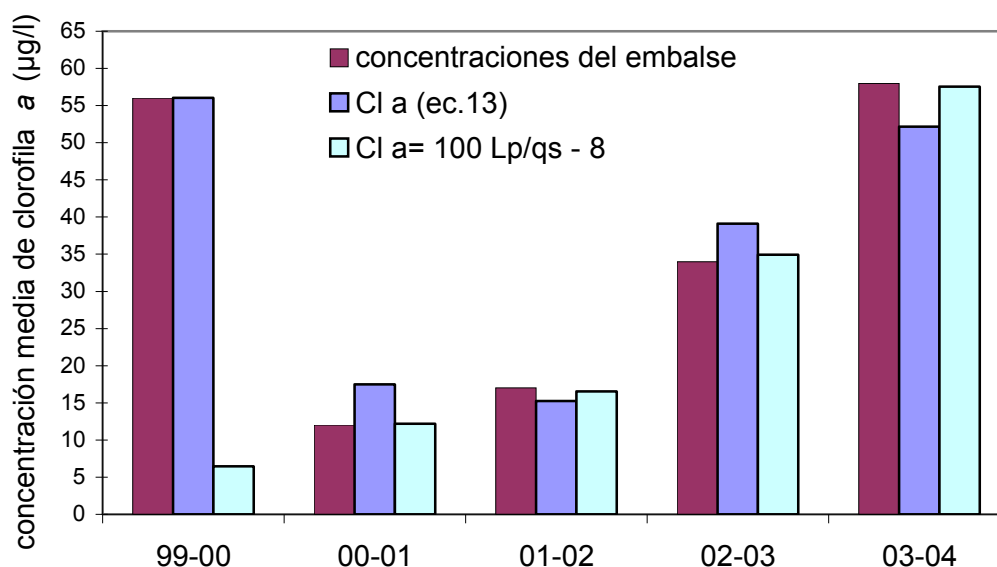


Figura 6. Concentraciones medias anuales de clorofila del embalse y las esperadas según las ecuaciones 13 y 14, $Cl a = 0,35 e^{0,03(12 Lp+1,4 q_s)}$ y $Cl a = 100(Lp/q_s) - 8$.

El año 99-00 es extraordinario entre otras cosas por el grado de desarrollo que alcanzó la población de *Ceratium hirundinella*, que no se repite los años siguientes. La especie predomina en un amplio rango de estados tróficos de lagos templados usualmente profundos desarrollándose en verano y parte del otoño (Reynolds 1984), tiene un tamaño celular y un contenido individual de clorofila mucho mayor que las demás. Así, la concentración media de clorofila resultó muy elevada. Ese año, el valor medio anual de q resultó también extremadamente elevado y refleja la incidencia entre otros de un solo evento en noviembre donde un gran volumen de agua pasó en pocos días por el vertedero, haciendo que la media anual de q no describa adecuadamente en ese año el mismo efecto limnológico que en la fórmula de Vollenweider.

En el modelo de Vollenweider, el tiempo de residencia del agua impone una limitación física al metabolismo del P dentro del lago, cuanto mayor es la velocidad de renovación del agua en el lago menor serán las transformaciones biogeoquímicas del P dentro del mismo. En el año hidrológico 99-00, solo un evento de lluvia incrementó el volumen de agua de 160 a 270 hm^3 , y en pocos días se redujo a 200 hm^3 . En el San Roque, el efecto de un evento de lluvia como el registrado en noviembre reemplazó prácticamente toda el agua del embalse, gran parte del P transportado probablemente circuló a través del embalse sin registrar grandes transformaciones, comportándose más como un sistema lótico que léntico.

En todos los años con excepción del año de sequía extremo 03-04, se alcanza no obstante lo antedicho un período de relativa estabilidad, con las mayores profundidades, los mayores tiempos de residencia en forma coincidente con las mayores temperaturas que caracterizan el período de crecimiento del fitoplancton, abarcando fines de primavera y todo el verano. Como el tiempo de residencia es menor al año, el agua del embalse se renueva más de una vez en el año, la cantidad de P disponible para sustentar el desarrollo del fitoplancton se relaciona más con la carga que se produce en un período de tiempo inmediatamente anterior al máximo desarrollo del fitoplancton, de un orden de magnitud aproximadamente similar al tiempo de residencia del agua, que con la carga anual de PT, porque este es el tiempo que dispone para asimilar el P antes de que el P sea eliminado por el efluente. Es por este motivo que la concentración de clorofila en verano se correlaciona con la carga de P en primavera (ecuación 12).

La carga de P del perilago resultó mayor a la carga de P aportada por los afluentes en todos los años. La misma mostró una tendencia creciente en el período estudiado con la excepción del año 01-02. Esta carga está relacionada con el aporte antrópico y corresponde básicamente al P originado por la población y que es vertido en su mayoría sin tratamiento alguno. La disminución operada en el año 01-02 obedece a la crisis económica y social que se operó a fines del año 2001 con el denominado “corralito” y la caída del gobierno de De la Rúa. Lógicamente esos episodios disminuyeron la afluencia de turistas a la cuenca disminuyendo la carga antrópica en el perilago. La carga originada en el aporte de los afluentes registra un valor inicial elevado en coincidencia con el año más lluvioso de la serie. Tal como se discutió anteriormente, los eventos torrenciales de ese año resultaron en un mayor aporte y, con posterioridad, se observa también una tendencia al aumento de la carga. Esta tendencia posterior, donde los dos años de mayor carga se corresponden con los dos años de menores precipitaciones, parece reflejar también la influencia de factores antrópicos. La afluencia de turistas, en constante ascenso, no se localiza solo en el perilago sino también en la cuenca del río Cosquín, donde se sitúan importantes centros como las ciudades de Cosquín, La Falda, Valle Hermoso y Villa Giardino, de modo tal que el aporte cloacal de las ciudades y de toda la infraestructura de recreación, será igualmente mayor, y el aporte de los afluentes reflejará también esta tendencia.

En el año 2003 (16/08/03 al 21/08/03) se produjo un incendio forestal de importante magnitud. El área quemada, de aproximadamente 15.000 ha en la cuenca del río Cosquín, representó el mayor episodio de incendio, que duró aproximadamente 5 días, afectando a la vegetación de pastizal, monte natural y matorrales (Rodríguez *et al.*, 2005). Con el aumento de los caudales producido a partir de enero se observó un incremento continuo de las concentraciones de PT alcanzando un máximo de 2 mg PT/l, y 0,11 mg PRS/l en marzo 2004.

Existe una diferencia cualitativa entre el P asociado a la carga de los afluentes y el asociado a la carga antrópica: mientras el primero está relacionado con la carga sedimentaria, una buena parte del mismo precipitará al fondo del embalse y su posterior eventual utilización dependerá de las condiciones y procesos biogeoquímicos en el fondo; mientras que el P asociado al aporte antrópico está compuesto de materia orgánica fácilmente degradable proveniente de las heces y será rápidamente mineralizado en la columna de agua. Por este motivo se observó correlación entre la concentración de PRS y la carga antrópica de P (ecuación 5).

Cambios en el régimen trófico en respuesta al cambio de la carga de P

Si la concentración de clorofila depende de la carga de P, entonces una reducción en la carga resultará en una disminución de la misma. Los resultados obtenidos en este trabajo así lo sugieren y son consistentes con la bibliografía del tema. Rast *et al.* (1983) recopilaron la información disponible respecto de la evolución de ambientes en los que se indujo una disminución de la carga de P. Ellos llamaron la atención que a pesar del evidente interés del tema y la enorme cantidad de ambientes en los cuales se disminuyeron las cargas como parte de políticas destinadas al mejoramiento de la calidad del agua con inversiones muy importantes, solo pudieron recopilar 10 casos en los cuales existía información detallada sobre las condiciones previas y posteriores a la reducción de la carga. Los ambientes estudiados se encuentran en Estados Unidos, Canadá, Alemania y Suecia. En 9 de los 10 casos estudiados el resultado fue una disminución en la concentración media de clorofila. Cuando se graficó la concentración de clorofila en función de la carga normalizada $[(L_p/q_s)/1 + \sqrt{t_w}]$, las concentraciones medias de clorofila de los 10 lagos antes de la reducción se encontraban dentro del intervalo de confianza del 95% de la línea que representa el mejor ajuste de la ecuación de Vollenweider. La concentración media de clorofila con posterioridad a la reducción de la carga también se encontró dentro del intervalo de confianza en 9 de los 10 casos estudiados. El único caso en que la respuesta no fue la esperada correspondió al lago Shagawa, Minnesota USA. Se trata de un lago de escasa profundidad media (5,7 m), donde se desarrolla una estratificación térmica inestable con desoxigenación del fondo y liberación de P. Por la exposición a los vientos se producen mezclas recurrentes con incorporación reiterada de P desde el agua en contacto con los sedimentos a la zona fótica. Esta denominada “carga interna” previene la disminución de la concentración de clorofila esperable en respuesta a la reducción de la carga externa. La respuesta de los otros 9 casos describió una trayectoria paralela a la línea de mejor ajuste. Los autores concluyeron que el modelo de Vollenweider representa una alternativa confiable para estimar la respuesta de un lago a una reducción de la carga de P.

Sas (1989) recopiló información detallada sobre el comportamiento de 18 lagos europeos en los cuales se disminuyó la carga externa de P para lograr una disminución del grado de trofismo. Solo en 2 de los 18 casos estudiados no se obtuvo una disminución significativa de la concentración media de PT en el lago. Nótese al respecto que el porcentaje de lagos que no muestra respuesta a la disminución de la carga es bajo, del orden del 10% y similar al estudio de Rast *et al.* (1983). Los lagos que no registraron respuesta fueron Aldrfen Broad y Lough Neagh en Inglaterra e Irlanda, respectivamente. El primero es un ambiente pequeño, de 0,05 km², una profundidad de 0,6 m y un

tiempo de residencia hidráulico de 0,3 años. En este ambiente se disminuyó la carga aislándolo de su tributario principal, con lo cual si bien disminuyó el aporte de PT se incrementó simultáneamente el tiempo de residencia hidráulico a más de 2 años. El segundo es un ambiente extenso (387 km²) y somero (8,9 m de profundidad) con exposición a fuertes vientos y estratificación intermitente.

Sas (1989) observó que la respuesta de los lagos someros difiere de la de los lagos profundos y que la diferencia radica en la mayor influencia de los sedimentos en los someros, la importancia de la carga interna de P es mucho mayor que en los profundos haciendo que la disminución en las concentraciones de PT y clorofila sean menores. Sas (1989) logró ajustar líneas de regresión diferentes para ambos grupos. Resulta evidente que la predicción de la respuesta de un ambiente en particular depende de la existencia de información previa de un conjunto de ambientes similares y que la estimación mejorará su confiabilidad en la medida que el conjunto de ambientes se parezca al objeto de estudio.

Se concluye de lo expuesto que una disminución de la carga de P traerá aparejado una disminución de la concentración de PT y clorofila en el embalse San Roque, y que la herramienta más confiable para la predicción de la respuesta consiste en las correlaciones obtenidas que vinculan ambas variables en años distintos para el mismo ambiente.

Con el objeto de inferir los cambios en la clorofila en función de las variaciones en la carga de P se adoptó el criterio de utilizar la ecuación derivada para la sucesión de años homogénea (00-04), ecuación 14, mientras las condiciones hidrológicas se mantengan dentro del rango observado y, eventualmente, utilizar la ecuación 13 para inferir las condiciones del embalse en un año excepcionalmente lluvioso.

Cambios previstos en la carga de P del embalse San Roque

En el año 2001 se estableció un plan integral de saneamiento de la cuenca para reducir la carga de nutrientes y contaminantes al embalse. A partir del año 2003, se realizan en la cuenca obras de saneamiento que comprenden la construcción de redes colectoras y la refacción y construcción, para la puesta en operación, de 5 plantas depuradoras con tratamiento terciario: 4 ubicadas en la cuenca norte del embalse y una en el perilago para la recepción de las aguas cloacales de la Ciudad de Villa Carlos Paz. El desarrollo de la infraestructura se encuentra en avanzado estado de ejecución. La concentración de PT en el efluente de cada planta se estableció en la ley provincial N° 415 en 1 mg P/l. El tratamiento de los líquidos cloacales en la Ciudad de Villa Carlos Paz producirá, una vez terminadas las obras, un efluente final diario de aproximadamente 26.600 m³/día, que corresponderán aproximadamente a 19.000 conexiones y unos 68.400 habitantes permanentes. Asimismo una mayor cantidad de personas serán cubiertas en momento de afluencia turística debido a que varias de las conexiones corresponden a hoteles y hospedajes.

Si en el perilago en los meses de verano se presenta una población turística similar a la registrada en el año 03-04, 900.000 personas con máximo en enero de 385.500 personas, en los meses de enero y febrero, un 80% de la población total sería beneficiada por el servicio considerando la preferencia habitacional analizada por la Secretaría de Turismo de la ciudad de Carlos Paz (2005) y el radio de cobertura de las redes cloacales. En función de lo antedicho se puede estimar la carga de PT aportados por la planta de Carlos Paz al lago en aproximadamente 9,6 tn P/año y por el resto del perilago en 10,7 tn P/año.

El aporte de PT del río Cosquin también será modificado por la instalación de las plantas de tratamientos de líquidos cloacales en los centros urbanos de la cuenca. En la Tabla 3 se informa la evolución de la carga anual aportada por los caudales base durante el período de estudio.

Tabla 3. Aporte basal de PT estimado para el Río Cosquin con posterioridad al funcionamiento de la plantas de tratamiento, en años con caudales similares al de los años estudiados 99-04.

años	Q	PT	LP	LP
	medio m ³ /s	conc. media µg P/l	medida tn P/año	estimada tn P/año
99-00	4,98	71	11	15
00-01	3,58	78	8	13
01-02	2,57	102	8	11
02-03	1,85	136	7	10
03-04	1,59	441	19	9

Puede observarse una tendencia declinante en los caudales y una ascendente en las concentraciones de PT en el agua. Así, la menor carga coincidió con caudales comparativamente elevados y concentraciones comparativamente bajas que predominaron en los años 01-02 y 02-03 y las mayores al año 03-04, de menor caudal pero mayor concentración. Llama la atención el notable incremento en la concentración media de PT en el río en el año 03-04 que, como se explicó anteriormente, coincidió con el mayor aporte turístico de la serie y con importantes incendios en la cuenca.

Se estimó la carga de PT que aportará el río Cosquin una vez que se termine la instalación de las plantas en años hidrológicos similares a los años estudiados (Tabla 3). Se estimó que el aporte total representará la suma del aporte del río más el aporte conjunto de las plantas, estimado en 0,23 m³/s, siempre con una concentración de salida de 1 mg PT/l. El aporte del río se estimó como el producto del caudal por la concentración media del río Yuspe (51 µg P/l). Este afluente del Cosquín cuenta con una cuenca muy similar en cuanto a sus aspectos ecológicos y edáficos, pero el grado de desarrollo urbano es el menor de toda la región y, por consiguiente, las concentraciones de PT resultaron también menores y representan la suma de las fuentes difusas de origen natural.

Puede observarse que la instalación de las plantas producirá una importante reducción de la carga de PT aportada por el río Cosquín, en un escenario similar al del año 03-04 caracterizado por la menor precipitación y la mayor afluencia turística del período.

No obstante, la carga será mayor que las medidas para los años 00-03 caracterizados por mayores caudales y menor afluencia turística. En la actualidad, una parte de los residentes en la cuenca cuentan y siguen utilizando la típica infraestructura domiciliaria de pozos sépticos. Una parte del aporte de P por la población es retenida en la cuenca y otra parte se incorpora al río en la modalidad de fuente difusa, mientras que una vez finalizada la construcción de las plantas se producirá un aporte directo del efluente de las plantas que significará un aumento del aporte comparado con los años 99-03.

Como se discutirá más adelante, es aconsejable y factible disminuir la carga de P al embalse ya sea disminuyendo la concentración de PT en el efluente de salida de las plantas, o bien evitar su incorporación directa al río buscando otras alternativas de manejo tales como por ejemplo su utilización para riego.

Finalmente, se estima que el aporte de PT del río Cosquin al Embalse San Roque, una vez finalizadas las plantas de tratamientos y en las condiciones hidrológicas imperantes en los años 99-04, representará unas 9-15 tn PT/año por los caudales basales y en total entre 17-26 tn PT/año (Tabla 4) considerando el efecto de los eventos de lluvia.

La Figura 7 muestra una estimación de la carga anual de PT al embalse con las plantas operando para las condiciones hidrológicas que ocurrieron en los distintos años del período de estudio, y una población turística de 900.000 personas, como la registrada en el año 03-04.

Tabla 4. Aportes de PT estimados para el embalse con posterioridad al funcionamiento de las plantas de tratamiento ($LP_{SA,CH,LM}$: carga de PT de los afluentes; LP_{Cq} : carga de cosquín, LP_{CPz} : carga de planta de Carlos Paz, $LP_{s/t}$: aporte sin tratamiento del perilago).

año	AFLUENTES		PERILAGO		TOTAL	
	$LP_{SA,CH,LM}$	LP_{Cq}	LP_{CPz}	$LP_{s/t}$	LP	Lp
	tn P/año	tn P/año	tn P/año	tn P/año	tn P/año	g P/m ² año
99-00	34	24	10	11	79	5
00-01	16	17	10	11	54	3
01-02	22	17	10	11	60	4
02-03	35	20	10	11	76	5
03-04	37	26	10	11	84	6

Tal estimación incluye el aporte de la planta de tratamiento de Villa Carlos Paz, que representa 9,6 tn P/año, el aporte del perilago y el aporte de los tributarios.

Puede observarse que cuando el programa de saneamiento este culminado se producirá una reducción de la carga de PT al embalse en el orden del 50%, en relación a las condiciones hidrológicas del último año y a la afluencia turística imperante. Dado que la afluencia turística se lleva a cabo en su inmensa mayoría en infraestructura que contará con tratamiento, la reducción de la carga será mayor en las condiciones más adversas como las imperantes en el año 03-04.

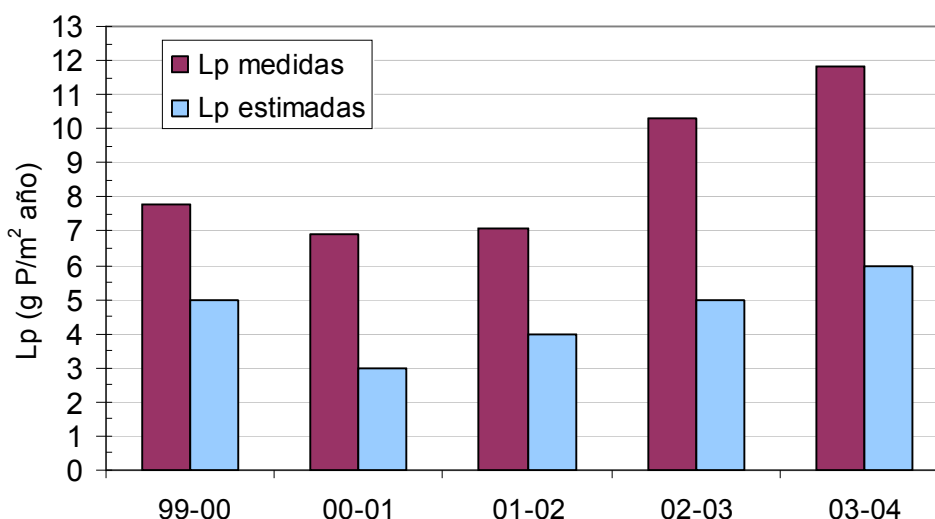


Figura 7. Aporte de PT estimado con posterioridad al funcionamiento de la plantas de tratamiento para una población de 900.000 en años con características hidrológicas como en el período 99-04.

Grado de trofismo del Embalse San Roque con la reducción de la carga de P

La reducción de las cargas de PT que recibe el embalse producto de la operación de las plantas de tratamiento resultará en una disminución de la concentración media de clorofila en el mismo. La Figura 8 muestra la concentración media anual de clorofila en el embalse para las cargas de PT estimadas con las plantas de tratamiento operando. La estimación del año excepcional 99-00 con la ecuación 13 es más confiable y difiere de la poco realista estimación con la ecuación 14. En todos los casos se estima una reducción importante de la concentración media de clorofila. En el período 00-04 la reducción será mayor en las condiciones extremas que caracterizaron el año 03-04 alcanzando el máximo de aproximadamente 50%.

Se puso de manifiesto la variabilidad que tendrá la concentración media de clorofila para una misma carga antrópica con relación a factores climáticos e hidrológicos. Así, para las condiciones que imperaron en el período 99-04 que se traducen en una variación de la carga hidráulica entre 18 y 54 m/año, la concentración media anual de clorofila variará en un rango de valores entre 2 y 25 $\mu\text{g cl } a/l$, valores que en los años más secos 02-03 y 03-04 corresponden todavía a una condición de eutrófico. No obstante, 25 $\mu\text{g cl } a/l$ es muy inferior a los casi 60 que se determinaron en el año 03-04 y representa una importante mejoría. Esta mejora de la calidad del agua representa un logro importante del gobierno y la sociedad toda, y es consecuencia del plan de obras iniciado oportunamente. Como las concentraciones medias anuales de clorofila se correlacionan con las concentraciones máximas (ecuación 16) también se reducirán en una proporción similar la magnitud de las floraciones algales. Las concentraciones máximas mostrarían también una importante reducción (Fig. 9).

No obstante, el mayor logro no se relaciona tanto con el mejoramiento estético sino con la disminución del riesgo de toxicidad por las cianotoxinas. El riesgo de toxicidad en la condición actual del embalse difícilmente pueda ser exagerado, dado las condiciones de floración casi permanente de especies productoras de toxinas, que perdura a lo largo del año en períodos secos con elevada recepción de turistas como se observó en el 03-04, situación que seguramente se va a repetir con frecuencia en los próximos años.

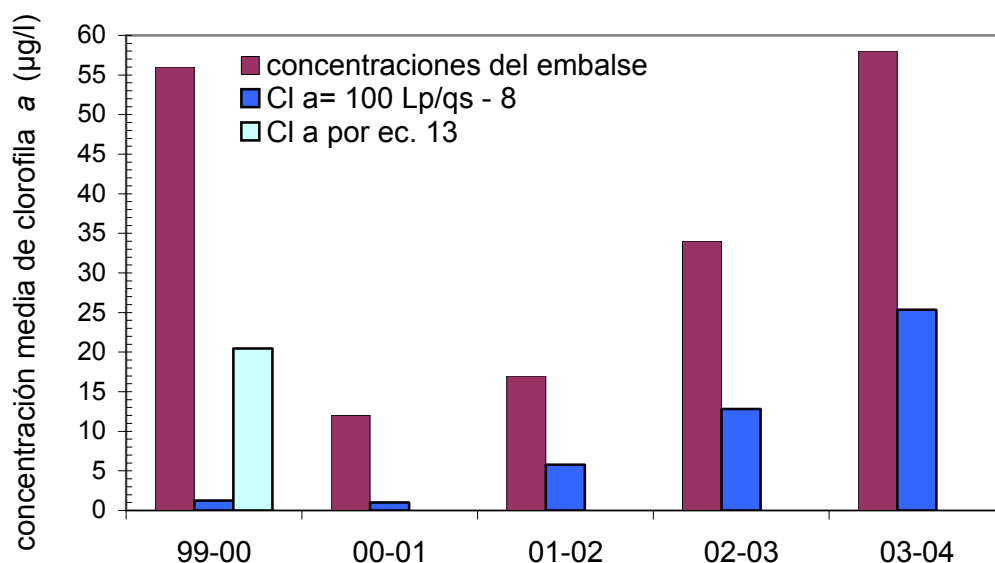


Figura 8. Concentración media anual de clorofila observada y esperada en el embalse para las cargas de PT estimadas con las plantas operando y 900.000 turistas anuales en las condiciones hidrológicas de los años estudiados.

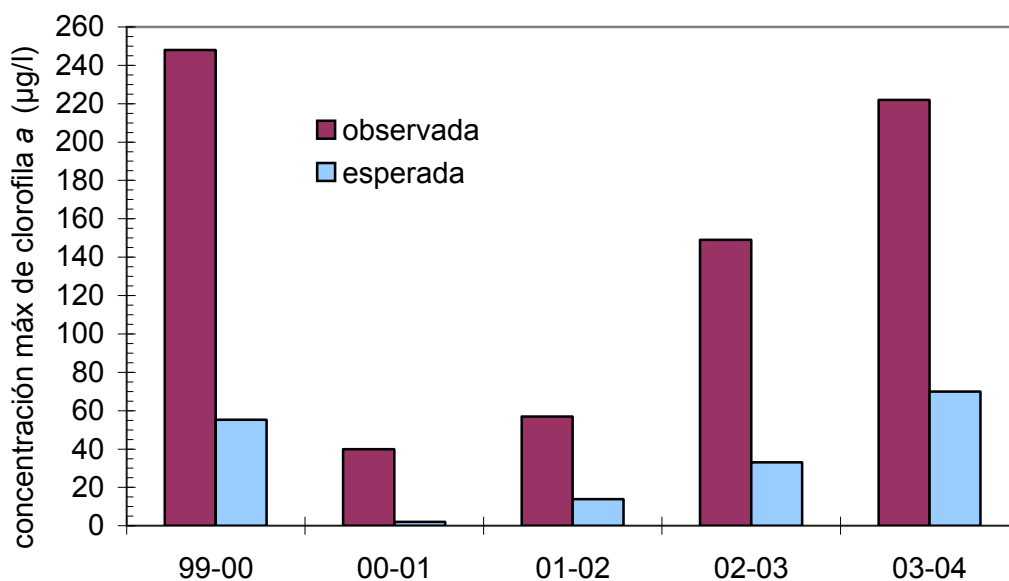


Figura 9. Concentraciones máximas de clorofila, observadas y esperadas según la ecuación 16.

La presencia de toxinas ha sido verificada por Ruibal *et al.* (2005), quién registro concentraciones de microcistina desde no detectable hasta 920 µg/l. Estos autores determinaron la presencia de microcistina inclusive en muestreos en que las cianofitas no fueron dominantes en la biomasa del plancton. Chorus y Bartram (1999) señalan que siendo las microcistinas polipéptidos cíclicos son extremadamente estables y resistentes a la hidrólisis química pudiendo persistir en la columna de agua por meses sin ser degradados. Cazenabe *et al.* (2005) determinó comparativamente elevadas concentraciones de microcistina en músculo de pejerrey capturados en el embalse. Las concentraciones son mayores que las recomendadas como umbral para consumo humano por la Organización Mundial de la Salud (WHO). En exposiciones de laboratorio de corta duración se observó la presencia de microcistina en hígado, bránqueas y músculo, en ese orden de concentración. La presencia en músculo y no en hígado en pejerreyes del embalse sugiere exposición endémica a bajas concentraciones.

Microcystis sp. es la especie mas frecuentemente asociada con floraciones tóxicas productoras de hepatotoxinas (Chorus y Bartram 1999). Distintas cepas producen distintas cantidades y tipos de hepatotoxinas. La enorme variabilidad en las concentraciones de hepatotoxinas observadas en ambientes naturales se debe tanto a la variabilidad en la proporción de distintas cepas en la población, como así también a diferencias causadas por factores ambientales. La producción de toxinas es mayor en las etapas de crecimiento exponencial de la población y los máximos se producen en condiciones de iluminación y PRS óptimas para el crecimiento. Se observó correlación positiva entre el contenido de PT y la concentración de microcistina intracelular en floraciones de *Microcystis* sp (Chorus y Bartram 1999).

La producción de hepatotoxinas permanece en el interior de las células hasta la senescencia o lisis. Durante el período de desarrollo de una floración algal solo un 10-20 µg/l de las toxinas están en el agua. Por este motivo se recomienda no tratarlas con alguicidas, en especial sulfato de cobre, porque producen la inmediata transformación de la fracción particulada en soluble. Otros compuestos celulares pueden también ocasionar efectos perjudiciales sobre la salud como reacciones del tipo alérgico. Se han recomendados algunos criterios de calidad del agua tendientes a la protección de la salud pública, basados en el conjunto de características que identifican las cianobacterias en agua.

Se considera de bajo riesgo el valor guía de 20.000 células de cianobacterias por ml, que correspondería a 10 µg/l de clorofila a en una situación de dominancia de las mismas. Con esta densidad celular cabría esperar una concentración baja de 2-4 µg/l de microcistina. Con una mayor concentración de células la probabilidad de síntomas por irritación es elevada. A su vez, una densidad mayor a 100.000 células de cianobacterias equivalente a aproximadamente 50 µg/l de clorofila a, es un valor guía para un alerta de grado moderado en aguas de uso recreacional. A esta densidad, 20 µg/l de microcistina son significativos si la floración es del género *Microcystis* (Chorus y Bartram 1999).

La relación entre la concentración máxima y media de clorofila y entre la concentración máxima de clorofila y de PRS $\text{Max (Cl } a) = 0,7 \text{ PRS}^{1,8}$ observadas en el embalse San Roque sugiere que existe un límite máximo de la biomasa celular potencial relacionado con la disponibilidad de nutrientes. Por tal motivo, la política de prevención básica para disminuir el riesgo *toxicológico* consiste justamente en la reducción de la carga de PT al cuerpo de agua (Chorus y Bartram 1999). Las cianofitas representan fracciones muy bajas del fitoplancton en ambientes oligotróficos mientras que resultan con frecuencia dominantes en ambientes eutróficos. Requieren elevada disponibilidad de PRS, son eficientes en la utilización de bajas intensidades de luz, sus formas coloniales mucilaginosas o filamentosas son resistentes a la prelación por el zooplancton, y a través de sus vacuolas son capaces de regular la profundidad.

En los ambientes eutróficos, la elevada densidad de fitoplancton produce el efecto de autosombreado. En bajas concentraciones de luz, las cianofitas desplazan competitivamente a otras especies mientras que la prelación sobre otros grupos favorece su predominio resultando generalmente dominantes en ambientes donde el cociente entre la profundidad de la zona fótica y la profundidad de mezcla es bajo (Reynolds 1984), como en el lago San Roque. La reducción en la concentración de P en el lago limita todos los grupos en general pero en mayor medida a los que poseen mayores requerimientos. Al disminuir la clorofila, aumenta la transparencia del agua perjudicando selectivamente a las cianófitas.

Sas (1989) confirmó que en todos aquellos ambientes en los que las cianofitas resultaron dominantes en el momento en que se inició una reducción de la carga de P, se registró asimismo una disminución tanto absoluta como relativa en la proporción de cianofitas respecto del total. Se observaron umbrales de concentración de PT en los cuales se produce una drástica reducción de la proporción de cianofitas. En los lagos someros el porcentaje de algas disminuyó entre los 50 y 100 µg PT/l.

En el embalse San Roque, con el funcionamiento de las plantas, se producirá una importante disminución de la concentración de PT estimado entre 9 y 26 µg/l y de PRS entre 4 y 9 µg/l (ecuaciones 1 y 3, Fig. 10).

Esta disminución de PRS afectará el porcentaje de cianófitas los cuales se mostraron correlacionados (ecuación 21), estimándose una reducción de las cianófitas del orden del 27 % para un año como el 03-04 (Fig. 11).

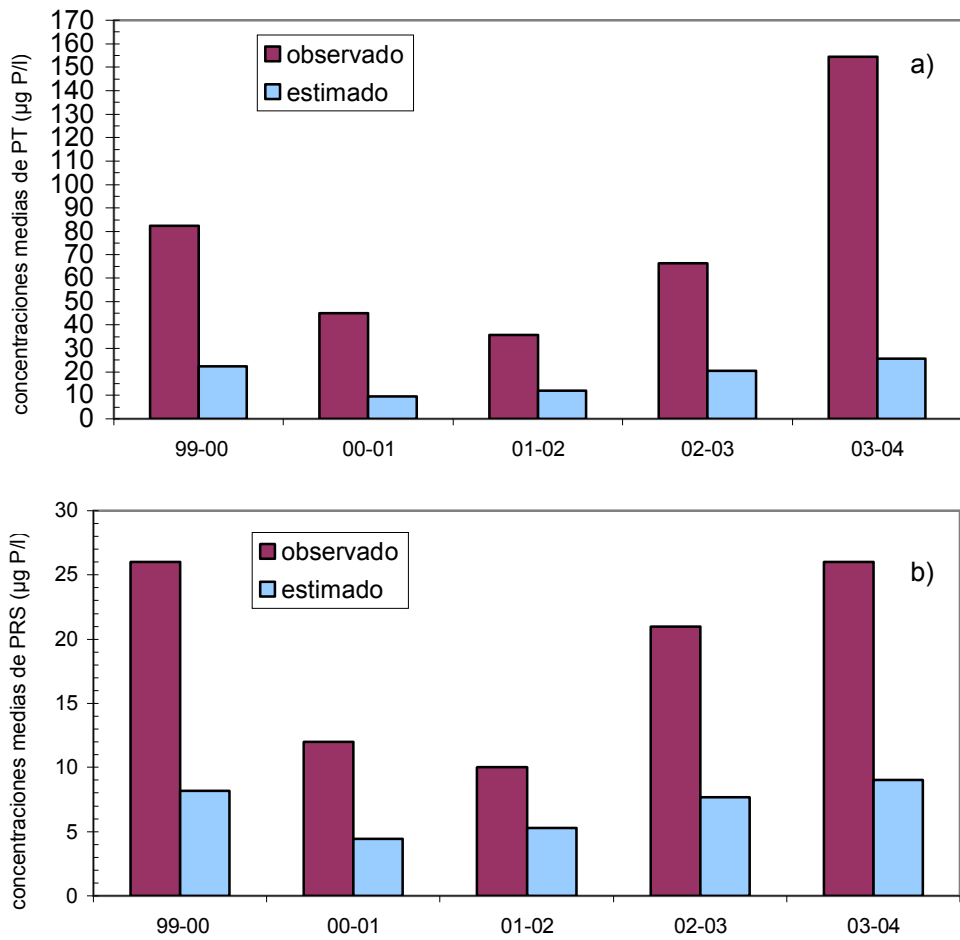


Figura 10. Concentraciones medias anuales de PT (a) y PRS (b) medidas y estimadas posteriormente al funcionamiento de las plantas (población turística de 900.000 personas).

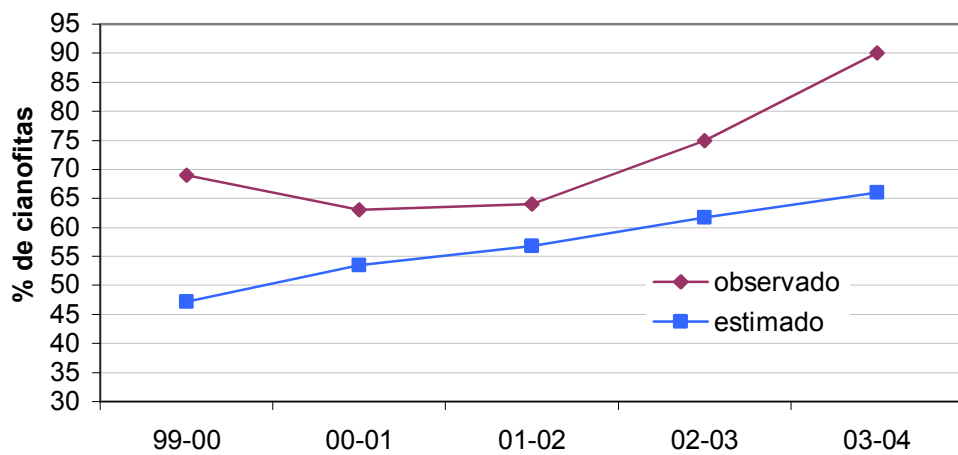


Figura 11. Porcentajes de cianofitas en la biomasa total, medido en el embalse y esperado en función de la disponibilidad de PRS y de las cargas hidráulica anuales (ec. 21).

El lago Washington representa uno de los ejemplos mejor documentados de los cambios producidos con posterioridad a la reducción de la carga de PT (Edmondson y Lehman 1981). En este caso la reducción de la concentración de clorofila se produjo inmediatamente después de la reducción de la carga, conforme a la estimación prevista por el modelo de Vollenweider.

El fitoplancton se caracterizó por registrar un importante pulso de diatomeas en primavera, seguido por la dominancia absoluta de cianofitas durante el verano hasta en los años previos a la reducción de la carga. La misma se inició en el año 1967 con la diversión de la principal fuente puntual, y culminó en 1969 dotando de pequeñas plantas de tratamiento a los núcleos urbanos del perilago. No obstante las cianofitas continuaron siendo dominantes en verano hasta el año 1975 en que prácticamente desaparecen representando una resiliencia de casi una década.

Sas (1989) comenta el caso del embalse Wahnbach en Alemania, donde la concentración de clorofila disminuyó 5 años después de la reducción de la carga debido a la imprevista dominancia de *Synura uvella*, que contiene un elevado contenido de clorofila por célula, (semejante a *Ceratium* en el embalse San Roque), y puede prosperar del P contenido en las capas superficiales de los sedimentos de fondo. A partir del quinto año de reducción de la carga, se redujo la concentración de clorofila y no se registraron floraciones de cianofitas frecuentes con anterioridad.

Armengol (2000) describe la experiencia reciente del embalse de Sau, hipereutrófico hasta 1994 y actualmente en fase de recuperación, constituyendo así el primer ejemplo de mejora de la calidad del agua de España. Sau ha seguido desde 1964 un proceso continuo de eutrofización que alcanzó su punto más álgido en 1992, invirtiendo posteriormente su evolución. El factor desencadenante del cambio en el estado trófico fue la realización de un plan de saneamiento en la cuenca que se inició en 1990 y, en su primera etapa, concluyó en 1993. La concentración de clorofila había seguido una tendencia creciente con los años reflejando el desarrollo económico de la cuenca y si bien, el estado trófico de Sau se reflejaba en la concentración de clorofila, el cambio más importante fue el de la composición del fitoplancton. Hasta 1994 el fitoplancton estival de Sau estaba dominado por cianofíceas de la especie *Microcystis aeruginosa*. En el embalse Sau, el principal efecto de la reducción de la carga no se observó tanto en la concentración de clorofila como en la composición del fitoplancton. Las cianofíceas fueron sustituidas por clorofíceas representando el efecto más importante del saneamiento de la cuenca.

Asimismo Wauer et al. (2005) comenta otro tipo de experiencia para la restauración del lago eutrófico, dimíctico, Dagowsee en Alemania, en el cual el P proveniente del sedimento realiza un importante impacto. Ellos investigaron los efectos del método de inmovilización del P del sedimento y de la actividad microbiana bajo condiciones anóxicas, consistente en la aplicación de una dosis combinada de hierro y nitrato. Se aplicaron en la capa superficial de los sedimentos 66 g/m^2 de Fe y 50 g N/m^2 de NO_3 , asegurando la disponibilidad de nitrato en la superficie durante 2 meses. Como resultado de la adición de los químicos, el hipolimnion desoxigenado no fue afectado por la presencia de Fe, se logró inhibir la reducción del sulfuro, la formación de metano y la liberación de fósforo por aumento de la actividad de la fosfatasa, aún después de un año de la aplicación.

Propuesta de reducción posterior de la carga

La mejora prevista en la calidad de aguas del embalse San Roque puede y debe complementarse con mejoras posteriores relacionadas con cambios factibles en el manejo del recurso. La carga anual de PT al embalse puede ser reducida. Distintos países tienen límites

diferentes para la concentración de PT a la salida de las plantas de tratamiento. Es muy probable que el límite fijado no corresponda a una limitación técnica sino que se haya tomado como referencia la legislación de otro país. Por lo general, la reducción del PT en la salida de las plantas se logra por precipitación con FeCl_3 . Una vez que se ha hecho la inversión inicial en la infraestructura necesaria, puede disminuirse la concentración con el agregado de mayores cantidades de floculante. Este hecho puede ser factible dependiendo de los costos incrementales, de modo tal que muy probablemente pueda lograrse una disminución por debajo del mg P/l en la salida de las plantas.

Alternativamente puede lograrse mejoras en la disminución de la carga al lago mediante el manejo del recurso. En muchos centros urbanos se observa el desarrollo de una zona vecina de cultivos frutihortícola que abastecen la ciudad. Tal actividad requiere agua para riego y consume fertilizantes. La disponibilidad de un caudal de agua conteniendo altas concentraciones de nutrientes representa un valor muy importante, más aun en una zona de clima semiárido con períodos de bajas precipitaciones. Deben llevarse a cabo análisis bacteriológicos y de metales pesados a la salida de las plantas. Si el tratamiento es efectivo y si no hay contaminación por incorporación de residuos industriales en la red de desagües, el agua de salida de las plantas puede utilizarse para riego de cultivos frutihortícolas.

En caso de que la actividad no se haya desarrollado en la región, las propias autoridades de la cooperativa la pueden inducir buscando interesados y ofreciéndoles el recurso. En todos los municipios existen planes de ayuda a los desocupados. Esa fuerza productiva puede ser utilizada en el desarrollo de cultivos frutihortícolas, facilitándoles el acceso terrenos cercanos a las plantas e implementos de labranza. En el hipotético caso que se registre contaminación por metales o bacteriológica en el agua a la salida de las plantas no puede utilizarse para la producción hortícola, pero si puede utilizarse para favorecer el crecimiento de especies leñosas o para su utilización como agua de regadío de parques, tal como por ejemplo la extensa cancha de golf en las inmediaciones de la ciudad. La cooperativa podría estudiar la factibilidad de forestar zonas marginales y disponer el efluente de las plantas en vez de reingresarlo al embalse.

Si por una combinación de métodos de retención química y disposición selectiva de efluentes se pudiera lograr una disminución a la mitad de la carga antrópica al lago, cabría esperar una disminución posterior en la concentración media de clorofila que alcanzaría los $20 \mu\text{g cl a/l}$ en las condiciones hidrológicas del año 03-04.

Si bien toda mejora en la calidad del agua es bienvenida, disminuciones posteriores en la carga de P aportado por las plantas de tratamientos representan un esfuerzo enorme y se traducen en pequeñas disminuciones de la concentración media de clorofila, porque a su vez la carga de PT aportado por las plantas representa un pequeño porcentaje de la carga total, adquiriendo mayor relevancia relativa la carga del perilago y el aporte de los ríos.

La Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable llevó a cabo un diagnóstico ambiental de la cuenca del lago San Roque (PRODIA, 1999). El estudio explica que en las zonas adyacentes a los centros turísticos, se realiza deforestación seguida de loteos, alteraciones del paisaje que se efectúan hasta el día de hoy muy probablemente sin una planificación territorial. En otras partes de la cuenca, se realiza el desmonte de la vegetación natural, sobrepastoreo, con la consecuente pérdida de capacidad de infiltración del suelo y aumento de la escorrentía superficial.

El mencionado trabajo propone tareas de mitigación: regulación y control de la actividad inmobiliaria, reforestación de las áreas degradadas, con especial énfasis las áreas cercanas a los

cursos de agua y valles. Protección y conservación de los remanentes del bosque serrano mediante la creación de áreas protegidas, aumento del número de guarda faunas y guarda bosques. En los pastizales de altura, regulación de la carga animal estableciendo cargas máximas en términos de cabezas por hectárea, apotreramiento y uso racional de las aguadas evitando el sobrepastoreo.

Osborne y Kovacic (1993) destacan la influencia de las franjas de atenuación paralelas a los cauces de los arroyos para limitar el transporte de sólidos y nutrientes desde los cultivos a los cursos de agua. La sola clausura por alambrado de los sitios mas expuestos facilitaría el desarrollo de la vegetación riparia natural que actúa reteniendo nutrientes. La forestación de las márgenes de los ríos por especies autóctonas representa una protección adicional contra el transporte de sólidos y arrastre de materia orgánica vegetal.

Si se adoptaran las prácticas de manejo propuestas el efecto inmediato sería una disminución de la carga de PT al embalse. Si tan solo se disminuyera el aporte de los afluentes en un 30% el resultado sería una concentración media de clorofila en el embalse que no superaría los 14 $\mu\text{g/l}$ para los años hidrológicos que se observaron en el período 99-04. La categoría trófica entre mesotrófica o menor representa una excelente mejora respecto de las condiciones imperantes con anterioridad al plan de saneamiento.

Propuestas de Manejo

a.- Conviene mantener el nivel del embalse lo mas alto posible con el menor nivel de fluctuación posible. La profundidad media tiene un efecto muy evidente, como se observó en los distintos años de este estudio. Para mantener el nivel de agua lo más elevado posible, hay que regular los caudales de salida disminuyendolos lo más posible, asegurando el caudal mínimo necesario para mantener el suministro de agua potable para la ciudad de Córdoba y los requerimientos de energía.

b.- En ocasiones en que se producen elevados aportes repentinos por ocurrencia de lluvias torrenciales, se supera la capacidad del embalse y se liberan los excesos aguas abajo. En ese caso y en todos los casos en que fuese necesario liberar caudales mayores al flujo basal (máxima cota), sería importante liberar la mayor proporción de agua posible por la salida de fondo. Cuando el embalse esta estratificado, el hipolimnion registra una mayor concentración de nutrientes que el epilimnion. Liberar agua a traves de la toma de fondo representa la disminución selectiva de la mayor cantidad de nutrientes y se arrastran partículas del fondo donde esta el reservorio de colonias de cianofitas y acinetas que pueden resuspenderse con posterioridad y desarrollar floraciones.

c.- En el caso de detectarse una floración de cianofitas tóxicas se requieren muestreos estratificados a distintas profundidades para conocer la profundidad de mayor densidad. Eventualmente, la liberación aguas abajo mediante un pulso de mayor caudal puede arrastrar una parte importante de la biomasa celular disminuyendo su desarrollo posterior. Si la floración es superficial, se podría implementar barreras flotantes para evitar que la mayor proliferacion alcance la zona de la toma de agua.

d.- Si bien puede predecirse que la reducción de la carga de P aportada por la cuenca, en el marco de un plan de saneamiento, reducirá la frecuencia, intensidad y toxicidad de floraciones de cianofitas, no puede excluirse la eventualidad de estos episodios. Al respecto se sugiere la organizacion de un sistema de alerta temprana. La experiencia del CIRSA, ha sido extremadamente positiva al respecto. Hace ya muchos años que se desarrolló un sistema de alerta y prevención de

las crecidas del río Icho Cruz-San Antonio para minimizar el impacto sobre la población. Del mismo modo se sugiere el desarrollo de un sistema de alerta de riesgo por el desarrollo de floraciones algales, estudiando la concentración de clorofila a través de imágenes satelitales con una frecuencia de varias determinaciones por semana.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WEF** (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* Tomo I y II, 20 th Edition, 1000 pág.
- Armengol, J.** (2000). *Análisis y Valoración de los embalses como ecosistemas*. Informe del Dept. Ecología. Fac. Biología. Universidad de Barcelona, 20 pág.
- Barbeito, O. y S. Ambrosino** (1999). *Prevención de daños por crecientes en áreas serranas. Incidencia de las características geológicas y geomorfológicas en la tendencia a crecientes repentinas. Cuenca alta del río Suquia*. Informe parcial CONICOR-Proyecto PID 4009/97. Córdoba.
- Bechtel, I. Inc., Greeley & Hansen y Benito Roggio e Hijos. S.A.**, (1992). *Estudio de Factibilidad/Diseño conceptual para el manejo de descargas de aguas cloacales en la Cuenca del Lago San Roque*. Informe Final del Comité de la Cuenca del Lago San Roque, Pcia de Córdoba, Argentina.
- Bustamante M.A., M. Ruiz, Fabián López y C. Bonetto** (2007). *“Características regionales y transporte de nutrientes y sedimentos en una cuenca semiárida”* XXIº Congreso Nacional del Agua 2007.
- Carpenter, S., N. Caraco; D. Correll; R.W. Howarth; A. Sharpley and V. Smith** (1998). *“Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen”*. *Ecological Applications*, 8(3) 559-568.
- Cazenave, A., D. A. Wunderlin, M.A Bistoni, M.V Amé, E. Krause, E. Pflugmacher and C. Wiegand** (2005). *“Uptake, tissue distribution and accumulation of microcystin-RR in Corydoras paleatus, Jenynsia multidentata and Odontesthes bonariensis. A field and laboratory study”*. *Aquatic Toxicology* 75 (2005) 178–190.
- Chapra S. C.** (1997). *Surface Water-Quality Modeling*, Series in Water Resources and Environmental Engineering, McGraw-Hill Ed, 800 pág.
- Chorus, I. and J. Bartram**, (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water – A guide to their Public Health Consequences Monitoring and Management*. London: E & FN Spon 416 pag.
- Edmondson, W. T. and J. T. Lehman**, (1981). *“The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington”*. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 1-29.
- Juracek, K.E.**, (1998). *“Analysis of Lake-Bottom Sediment to Estimate Historical Nonpoint-source Phosphorus Load”*, *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 34 (6): 1449-1463, USA.
- Kirkby, C., L. Smythe, J. Cox y D. Chittleborough** (1997). *“Phosphorus movement down a top sequence from landscape with texture contrast soils”* *Aust. J. Soil Res* (35) 399-417
- Mills, W.; D. B. Porcella; M. J. Ungs; S.A. Gherini; K. V. Summers; L. Mok; G. L. Rupp; G. L. Bowie and D. A. Haith** (1985). *Water Quality Assessment: A screening Procedure for toxic and Conventional Pollutants in Surface and Ground Water*. Part II, Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- Morillo S.** (2002). *Evaluación de parámetros de calidad en el embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional Dyresm-Caedym*. Informe Final de Beca, Instituto nacional del Agua.
- OECD**, (1982). *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. Organization for Economic Cooperation & Development. Paris, 155 pág.
- Osborne, L. L. and D. A. Kovacic** (1993). *“Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management”*. *Freshwat. Biol.* 29: 243-258.
- PRODIA**, (1999). *Cuencas hidrográficas Rió Lujan, Lago San Roque , Río Tunuyán Superior, Unidades de paisaje y uso de la tierra*. Programa Desarrollo Institucional Ambiental. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, 89pp.
- Rast, W., R.A.Jones and C. F. Lee** (1983). *“Predictive capability of US OECD phosphorus loading – eutrophication response models”*, *Water Pollut. Control Fed.* 55: 990-1003.
- Reynolds**, (1984). *Ecology of phytoplankton community*. Cambridge University. USA
- Robertson, D.** (1997). *“Regionalized Loads of Sediment and phosphorus to Lakes Michigan and Superior, high flow and long term average”*, *Journal of Great Lakes* 23: 416-439, USA.
- Rodríguez, M. I.** (2003). *Estudio de la Problemática Ambiental de la Eutroficación del Embalse San Roque (Córdoba). Aportes para la Gestión del Recurso*. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano, Facultad de Arquitectura Diseño y Urbanismo, 164 pág.
- Rodríguez, M.I., A. Cossavella, R. Bazán, M. Corral, S. Oviedo, A. Rodríguez, M.A. Bustamante, C. Angelaccio, F. López, F. Busso y E. Bonfanti** (2005). *“Efecto de los Incendios en la Calidad del Agua de Los Embalses San Roque y Los Molinos, Córdoba”*. CONAGUA y III Simposium de Los Recursos Hídricos del Cono Sur. XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Mendoza.

- Ruibal Conti, A. L., J. M. Guerrero and J. M. Regueira**, (2005). “*Levels of Microcystins in Two Argentinean Reservoirs Used for Water Supply and Recreation: Differences in the Implementation of Safe Levels*”. *Environ Toxicol* 20: 263–269.
- Ryding, S. y W. Rast**, (1992). *El control de la eutrofización en lagos y pantano*, Ediciones Pirámide S.A. España 375 pág.
- Sas**, (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations*. Academia Verlag. 497 pág.
- Secretaria de Turismo de Villa Carlos Paz**, (2005). *Estudio de la Demanda en Semana Santa de Villa Carlos Paz*, 54 pág.
- Vollenweider, R. A.**, (1976). *Advances in Defining Critical Loading Levels for Phosphorus in Lake Eutrophication*”. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 53-83.
- Vollenweider, R. y J. Kerekes**, (1982). *Eutrophication of waters, monitoring assessment and control*.- OECD, Paris.
- Wauer G., T. Gonsiorczyk, T. Casper and R. Koschel** (2005.) “*P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron*” *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, Volume 35, Issues 1-2, 102-108.