

IMPLEMENTACIÓN DE UNA NUEVA TÉCNICA PARA DETERMINAR EL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE RÍO TERCERO (CÓRDOBA, ARGENTINA)

MATIAS BONANSEA^{1,2}, EDGAR GARETTO², CLAUDIA RODRIGUEZ² Y LUCIO PINOTTI¹

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC)

²Departamento de Estudios Básicos y Agropecuarios, Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAyV), UNRC. Ruta Nacional 36 Km 601, (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina
E-mail: mbonansea@ayv.unrc.edu.ar

ABSTRACT. The trophic state of a water body is determined by indexes, which allow an overall assessment of the quality of the reservoir. However, the main disadvantage of this methodology is its limited ability to expose spatio-temporal differences in the reservoir. Thus, there is a strong need to develop new technologies that can extend the scope of monitoring and management of water resources. The objective of this study is to determine the dynamic of the trophic state of Río Tercero Reservoir (Córdoba, Argentina), from the combination of pre-established geostatistical models, constructed from remote sensing data, and trophic indexes. In addition, the generated models were validated using data collected in new sampling campaigns. Variables were measured in 15 sampling sites during two sampling campaigns (dry and wet seasons). Measured chlorophyll *a* concentration (Chl *a*) was combined with Landsat ETM+ data and geostatistical models to determine the spatio-temporal distribution of this variable in the reservoir. Using a geographic information system the constructed maps were combined with a trophic index to estimate the trophic state in the reservoir. Maps showed that estimated Chl *a* values in dry season were higher than in wet season which showed a longitudinal pattern with the lowest Chl *a* values in the West and highest concentrations in the East region of the reservoir. The same behavior was observed in the graphical representations of the trophic state. The developed methodology could be used by watershed authorities as a technological tool for the monitoring and managing of reservoirs. Also, it could be extrapolated to other water systems.

Keywords: chlorophyll *a* concentration, trophic state, reservoirs, remote sensing, geographic information system.

Palabras clave: concentración de clorofila *a*, estado trófico, embalses, sensores remotos, sistema información geográfica.

INTRODUCCIÓN

Los lagos y embalses son sistemas acuáticos utilizados para diferentes usos, encontrándose en las últimas décadas a nivel mundial una disminución de la calidad del agua en la mayoría de estos recursos. De esta manera, las autoridades encargadas del manejo de cuencas y embalses demandan el desarrollo de nuevas herramientas para el monitoreo y control de estos sistemas (Margalef, 1994; Tundisi & Tundisi, 2016).

Según Carlson (1977), una manera de cuantificar la calidad de los recursos acuá-

ticos es mediante su estado trófico, el cual se determina por medio de índices basados en uno o varios parámetros de calidad del agua. Estos índices pueden ser utilizados para obtener una evaluación general de los embalses, evaluar cambios e identificar tendencias a largo plazo o para seleccionar la tecnología y/o legislación más adecuada para prevenir, reducir o eliminar problemas ambientales. Sin embargo, esta metodología presenta como principal desventaja una limitada capacidad para exponer diferencias espacio-temporales dentro de los

embalses, ya que al basarse en datos fragmentados obtenidos en diferentes sitios de muestreo presentan una marcada discontinuidad espacial y temporal (Xu *et al.*, 2001). Así, surge la necesidad de implementar nuevas tecnologías que puedan extender los alcances del monitoreo y manejo de los recursos acuáticos. Los sensores remotos son utilizados como una herramienta complementaria en el monitoreo de estos recursos, obteniendo resultados más complejos y con un gran potencial en el mapeo y valoración espacio-temporal de parámetros de calidad del agua (Politi *et al.*, 2016). Si bien estos parámetros presentan una mayor precisión al ser medidos *in situ*, son limitados en cobertura espacial y temporal, mientras que la información obtenida por sensores remotos, tiene una gran cobertura de área y altas tasas de revisita (Engelsen *et al.*, 2002).

Entre la gama de satélites de observación terrestre que pueden ser utilizados para la evaluación de embalses (Matthews, 2011; Doña *et al.*, 2014), diversas investigaciones han demostrado la eficacia de los satélites Landsat en el estudio de la dinámica de parámetros de calidad del agua, tales como concentración de clorofila *a*, transparencia y temperatura del agua, entre otros (Tebbs *et al.*, 2013; Bonansea *et al.*, 2014, 2015a). Si bien el uso de esta tecnología facilita el conocimiento de los sistemas acuáticos, estos resultados no han sido relacionados con índices tróficos, lo cual permitiría generar una valoración global del sistema. Esto puede llevarse a cabo mediante la implementación de un sistema de información geográfica (SIG) que

puede ser utilizado para realizar una serie de operaciones fundamentales de análisis espacial (Xu *et al.*, 2001).

En la provincia de Córdoba (Argentina), la mayoría de los embalses se encuadran dentro de la clasificación mesotrófica-eutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, floraciones de algas y mortandades recurrentes de peces (Quirós, 1988; Quirós & Drago, 1999; Ame *et al.*, 2003; Mac Donagh *et al.*, 2005, 2009; Mancini *et al.*, 2010; Bazán *et al.*, 2014; ; Bonansea *et al.*, 2015b). El objetivo de este trabajo es determinar y comparar la dinámica del estado trófico del embalse Río Tercero (Córdoba), a partir de la combinación de modelos geoestadísticos pre-establecidos para este embalse (Bonansea, 2013) y el índice trófico propuesto por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para la supervisión de aguas interiores (OECD, 1982). Además, se pretende confirmar la vigencia o capacidad predictiva de los modelos generados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse Río Tercero ($32^{\circ}12'48''$ S, $64^{\circ}27'37''$ O), localizado en el centro de Córdoba, es el cuerpo de agua artificial más grande de la provincia, abarcando una superficie de 4.600 ha, una profundidad media y máxima de 12 y 46 m, respectivamente y un tiempo de residencia de 0,84 años (Mariazzi *et al.*, 1992). Este embalse multipropósito es considerado un

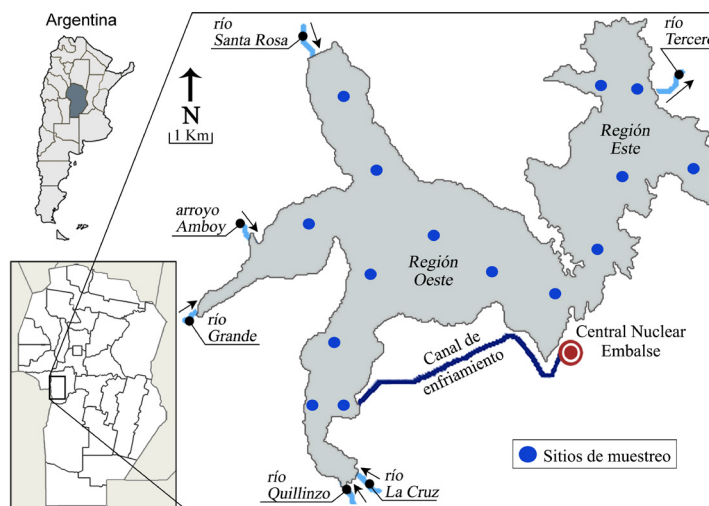


Figura 1. Área de estudio y ubicación de sitios de muestreo.

sitio estratégico ya que es utilizado como provisión de agua para consumo humano y animal, generación de energía, regulación y control de crecidas, riego y actividades recreacionales (Bonansea, 2013). Este reservorio está dividido en 2 lóbulos por medio de un estrecho. La región Oeste presenta 3 brazos por donde ingresan los afluentes, mientras que la región Este posee el único efluente llamado río Tercero (Figura 1). El embalse es monomítico cálido, presentando un período homeotérmico o de mezcla durante otoño-primavera y estratificación térmica en verano con presencia de termoclina ubicada entre los 6 a 8 m de profundidad (Boltovskoy y Foggeta, 1985; Mariazzi *et al.*, 1989; 1992).

En el año 1986 comenzó a funcionar en la costa sur del embalse una central termonuclear (Central Nuclear Embalse, CNE) que utiliza las aguas del reservorio con fines de enfriamiento. Esta operación origina un cambio máximo de temperatura de +7 °C entre la toma, ubicada en la región central del embalse, y la desembocadura, la cual se produce a través de un canal artificial de enfriamiento de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el embalse (Mariazzi *et al.*, 1992).

Toma de muestras

Se realizaron 2 campañas de muestreo en el embalse los días 23-12-2014 y 17-06-2015, representando la estación húmeda y seca, respectivamente. Según Boltovskoy y Foggeta (1985) y Mac Donagh *et al.*, (2009), en esta zona del país la estación húmeda, comprendida entre los meses octubre y marzo se caracteriza por presentar las máximas temperaturas ambientales y precipitaciones anuales, mientras que en la estación seca (abril-septiembre) las temperaturas y precipitaciones son inferiores. Se seleccionaron 15 sitios de muestreo distribuidos en el embalse. Los protocolos para la metodología de recolección de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000). Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad e *in situ* se determinaron las coordenadas de ubicación geográficas con GPS. La temperatura del agua (T), el pH y el oxígeno disuelto (OD) se determinaron mediante sondas paramétricas (equipos digitales marca Lutron). La transparencia se estimó mediante el disco de Secchi (DS). En laboratorio se determinó la

concentración de clorofila *a* (Cl *a*) por análisis de espectrofotometría siguiendo la metodología definida en Bonansea *et al.* (2014).

Los parámetros medidos fueron analizados mediante una prueba t para muestras independientes ($p < 0,05$), mientras que la asociación entre variables se demostró mediante un análisis de correlación de Pearson ($p < 0,05$).

Información satelital

En este estudio se utilizaron 2 escenas del satélite Landsat 7 ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus) del área de estudio (Path: 229, Row: 82), libres de nubes y con fechas coincidentes a los muestreos en el embalse (23-12-2014 y 17-06-2015 para las estaciones húmeda y seca, respectivamente). Estas imágenes fueron adquiridas a partir del sitio oficial del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, por sus siglas en inglés, <http://glovis.usgs.gov>). Los satélites correspondientes al Programa Landsat han registrado información de la superficie terrestre desde el año 1972, proporcionando un registro sin precedentes de la dinámica del planeta (Cohen & Goward, 2004). El satélite Landsat 7 ETM+ está equipado con un equipo multiespectral de exploración que opera en 8 bandas espectrales cuyas características técnicas se describen en Bonansea y Fernández (2013) y Bonansea *et al.* (2015a).

Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Se realizaron tareas de pre-procesamiento para corregir las distorsiones producidas por la atmósfera o la superficie terrestre, las que generan una incorrecta interpretación de los resultados (Song *et al.*, 2001). Se utilizó el método de substracción de objetos negros (DOS, por sus siglas en inglés) (Song *et al.*, 2001) para corregir atmosféricamente las escenas ETM+, transformando los valores de ND a valores de reflectancia (Bonansea, 2013). Para corregir la falla Scan Line Corrector-off (SCL-off) de las imágenes ETM+, se utilizó la herramienta "Landsat_gapfill.sav" descargada desde el sitio <http://www.exelisvis.com>, (Bonansea *et al.*, 2014). Como las imágenes ETM+ adquiridas presentaron un nivel de procesamiento L1T, no se aplicaron nuevas correcciones geométricas

(Tebbs *et al.*, 2013; Bonansea *et al.*, 2015a).

Aplicación de modelos geoestadísticos y comparación con índices tróficos

Utilizando el software MapSource (versión 6.16), se digitalizaron las coordenadas de los sitios de muestreo. Con el software ENVI (versión 4.7), estas localizaciones fueron transformadas en información raster (regiones de interés) utilizando como base las imágenes satelitales correspondientes a cada campaña de muestreo. Así, los sitios de muestreo y los parámetros medidos fueron relacionados con sus correspondientes píxeles, pudiendo generar una base de datos general con los valores de reflectividad para cada una de las bandas espectrales de las imágenes utilizadas (Bonansea, 2013).

Para modelar la distribución espacio-temporal de parámetros de calidad del agua con sensores remotos se relacionan datos de campo e información satelital mediante modelos clásicos de regresión simples y múltiples (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Estos modelos asumen que los errores obtenidos deben ser considerados como variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidos, sin embargo en estudios ambientales estos supuestos no suelen cumplirse (Lessels & Bishop, 2013). Los modelos lineales mixtos, se presentan como una técnica estadística alternativa que tiene la capacidad de analizar sistemas de muestreo no probabilístico y con estructura de correlación espacial entre muestras, proporcionando estimaciones menos sesgadas de la predicción de la varianza que los métodos convencionales (Laird & Ware, 1982; Bonansea *et al.*, 2015a). Bonansea (2013), utilizó valores de $Cl\ \alpha$ estimados para el embalse Río Tercero durante los años 2003 a 2010 e imágenes Landsat TM (Thematic Mapper) y ETM+ para generar modelos de regresión tradicionales y modelos lineales mixtos que incorporaron estructura de correlación espacial entre los datos. A partir del análisis de los mismos, concluyó que los modelos lineales mixtos con correlación espacial exponencial, presentados en las ecuaciones 2 y 3, fueron los que mejor estimaron la distribución espacio-temporal de la variable $Cl\ \alpha$ en el embalse Río Tercero

$$Cl\ \alpha_{Húmeda} = (4,21 - 3,84) + B2 * 188,31 + B3 * 197,42 \text{ (Ec. 2)}$$

$$Cl\ \alpha_{Seca} = 4,21 + B2 * 188,31 + B3 * 197,42 \text{ (Ec. 3)}$$

donde $Cl\ \alpha_{Húmeda}$ y $Cl\ \alpha_{Seca}$ representan las concentraciones de $Cl\ \alpha$ estimadas en $\mu\text{g/l}$ para las estaciones húmeda y seca, mientras que B2 y B3 corresponden a los valores de reflectancia expresados en porcentajes de las bandas 2 y 3 del sensor ETM+, respectivamente.

Se aplicaron los modelos geoestadísticos preestablecidos por Bonansea (2013) en las imágenes correspondientes a las campañas de muestreo realizadas durante los años 2014-2015. La utilización de estos modelos mixtos, que utilizan como variable respuesta la $Cl\ \alpha$ y como variables regresoras los valores de reflectancia de los sensores Landsat y que incluyen las estaciones climáticas y la estructura de correlación espacial de los sitios muestreados, sirvieron para determinar la concentración de $Cl\ \alpha$ en toda la superficie del embalse. Estas estimaciones se representaron gráficamente mediante mapas de distribución para cada uno de las estaciones analizadas. La validación de los modelos utilizados se realizó mediante un análisis de regresión simple entre los valores de $Cl\ \alpha$ registrados a campo y los estimados por teledetección.

Para determinar el estado trófico del embalse se utilizó el índice propuesto por la OECD (1982), el cual establece un sistema de valores umbrales que sirven para definir el estado trófico de lagos y embalses de zonas templadas. Si bien este índice proporciona valores límites específicos para las variables fósforo total (PT), $Cl\ \alpha$ y DS, en este trabajo solo se utilizó la variable concentración media de $Cl\ \alpha$, la cual es reconocida como una de los principales indicadores de calidad del agua, estando relacionada con el monitoreo de la productividad primaria y eutrofización de un sistema acuático (Margalef, 2002). Mediante la implementación de un SIG (ArcGIS, Versión: 10.1), se relacionaron los mapas de distribución generados por teledetección con los valores umbrales de $Cl\ \alpha$ definidos por el índice, con el fin de detectar diferencias espacio-temporales del estado trófico del embalse.

RESULTADOS

VARIABLES MEDIDAS EN EL EMBALSE

Las variables T, pH, DS y $Cl\ \alpha$ mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) al ser analizadas según las campañas de muestreo. Entre estas la T, el pH y el DS presen-

Tabla 1. Valores promedio, desvío estándar y mínimo y máximo (entre paréntesis) de los parámetros medidos en el Embalse Río Tercero durante ambas campañas de muestreo.

	Estación	
	Húmeda	Seca
T (°C)	24,3±1,4 (22,0-26,4)	14,7±1,0 (11,6-15,7)
pH	8,5±0,6 (7,4-9,2)	7,4±0,4 (6,7-8,0)
OD (mg/L)	9,1±0,9 (8,1-9,8)	9,7±1,3 (8,2-12,3)
DS (m)	1,6±0,3 (0,3-2,1)	1,1±0,4 (0,6-3,5)
Cl α observada ($\mu\text{g/L}$)	91,0±126,2 (5,2-442,7)	116,4±105,8 (20,1-298,9)
Cl α estimada por teledetección ($\mu\text{g/L}$)	90,9±98,8 (1,0-398,3)	125,0±91,5 (12,0-300,8)

taron valores superiores en la estación húmeda, mientras que la Cl α fue superior en la estación seca (Tabla 1). No se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de OD para las fechas analizadas ($p > 0,05$). Del análisis de correlación de Pearson se determinó que las variables que mostraron correlación significativa ($p < 0,05$) fueron la Cl α y el DS ($r = -0,75$) y la T con el pH ($r = 0,70$).

Aplicación de modelos geoestadísticos

Al aplicar los modelos geoestadísticos construidos sobre las imágenes ETM+ pre-procesadas se construyeron mapas que fueron

utilizados para representar gráficamente la distribución de la variable Cl α en toda la superficie del embalse (Figura 2).

La buena relación encontrada entre los valores medidos en el embalse y los estimados por técnicas de sensores remotos o teledetección confirman la alta capacidad predictiva de los modelos aplicados ($R^2=0,91$ y $R^2=0,86$; $p < 0,05$ para las estaciones húmeda y seca, respectivamente) (Figura 2). Los valores más elevados y homogéneos de Cl α se encontraron en la estación seca mientras que en la estación húmeda se hallaron valores menores y heterogéneos, con un patrón longitudinal en el cual las concentraciones más bajas se registraron en

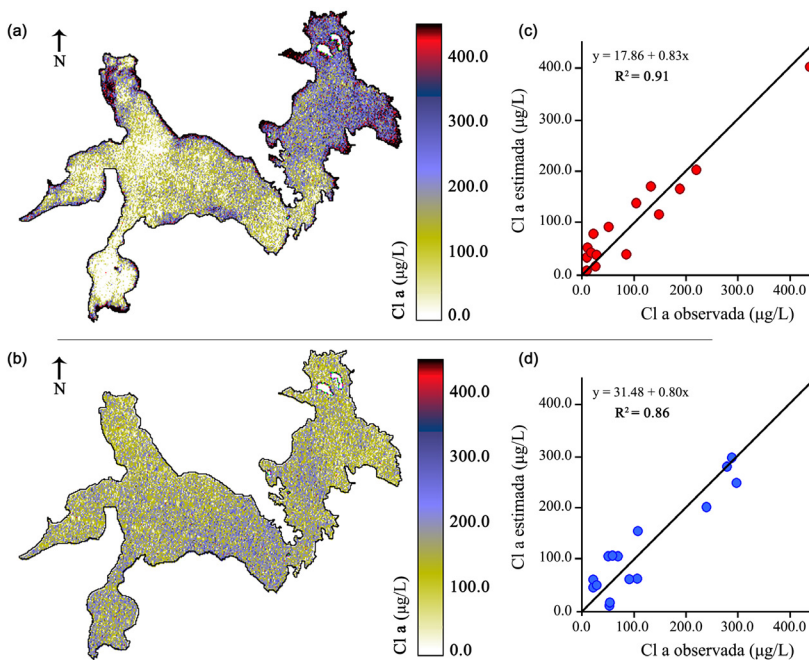


Figura 2. Representación gráfica de la distribución espacial de la Cl α en el embalse durante la estación húmeda (a) y seca (b). Valores de Cl α observados en el embalse versus valores de Cl α estimados por teledetección para la estación húmeda (c) y seca (d).

la región Oeste y las más elevadas en la región Este (Tabla 1, Figura 2).

Determinación del índice trófico por regiones

El SIG utilizado relacionó los rangos específicos de $Cl\ a$ propuestos por la OECD con los mapas de distribución espacial de la $Cl\ a$, logrando representar el estado trófico en toda la superficie del embalse (Figura 3). De esta manera, se observó que en la estación húmeda, la zona de la desembocadura de la CNE se clasificó como oligotrófico a mesotrófico, mientras que el área central y las comprendidas por los demás tributarios, la clasificación media fue de mesotrofia. La región Este se clasificó como eutrófica a hiper-eutrófica. Al igual que en la Figura 2, en la estación seca, el estado trófico fue más homogéneo, encontrándose una condición de eutrófico a hiper-eutrófico en todo el embalse.

DISCUSIÓN

La determinación de la calidad del agua y estado trófico se considera el eje central de cualquier estudio de valoración o monitoreo de un lago o embalse. La mayoría de los parámetros registrados en el Embalse Río Tercero concuerdan con valores hallados con anterioridad en este embalse, al igual que en otros de la provincia (Quirós, 1988; Quirós & Drago, 1999; Ame *et al.*, 2003; Bonansea, 2013; Bazán *et al.*, 2014).

Durante el período analizado se observaron

elevadas concentraciones de la variable $Cl\ a$. Si bien en este estudio no se realizó la determinación del fitoplancton del embalse, a partir de datos de la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba, se conoce que desde del año 2014 se ha registrado un aumento en la abundancia del dinoflagelado *Ceratium* sp. En el Embalse Río Tercero, este género fue registrado por primera vez en el año 1999 por Mac Donagh *et al.* (2005), siendo común el desarrollo de floraciones en cuerpos de agua eutróficos del continente desde la década de 1990 (Meichtry de Zaburlin *et al.*, 2014). Así, la alta densidad de estos organismos podría ser la causa del incremento en la $Cl\ a$, en coincidencia con lo señalado por Kitchell (2012) que afirma que *Ceratium*, al presentar un mayor biovolumen que las algas verde-azuladas, puede contener una concentración más elevada de $Cl\ a$. Aunque la presencia de este grupo no representa un riesgo para el consumo humano de agua, ya que no se ha confirmado su toxicidad (APHA, 2000), en algunas ambientes, sus intensas floraciones están relacionadas con mortandades de peces debido a una disminución del OD (Nicholls *et al.*, 1980; Almanza *et al.*, 2016). Durante el período analizado la variable $Cl\ a$ se correlacionó significativamente con el DS ($r = -0,75$; $p > 0,05$) y se observó ausencia de correlación con el OD ($r = 0,30$; $p > 0,05$). Por otra parte, al igual que lo registrado por Almanza *et al.* (2016), en el embalse los florecimientos de *Ceratium* sp. han generado una serie de pérdidas económicas en la zona de estudio relacionadas

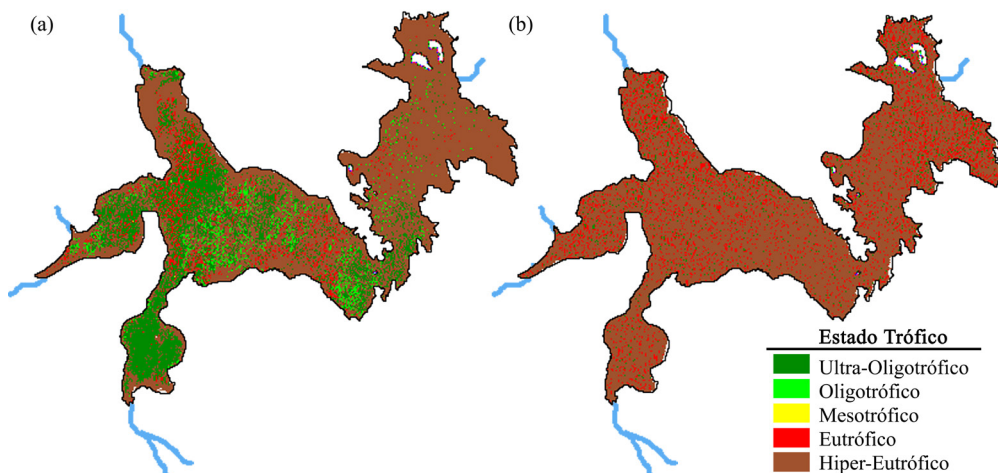


Figura 3. Estado trófico del embalse Río Tercero según valores umbrales de $Cl\ a$ media de la OECD. (a) Estación húmeda. (b) Estación seca.

con la obstrucción de filtros en plantas potabilizadoras, cortes del suministro y presencia de coloración en el agua para consumo.

Si bien estudios previos demostraron que los modelos geoestadísticos de variables de calidad del agua que relacionan datos de campo con información satelital pueden construirse mediante técnicas de regresión clásica (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Doña *et al.*, 2014), en este trabajo se utilizaron algoritmos que fueron construidos específicamente para el embalse mediante modelos lineales mixtos (Bonansea, 2013), los cuales tuvieron en cuenta la estructura de correlación exponencial entre sitios de muestreo y las estaciones climáticas, permitiendo obtener estimaciones menos sesgadas y de mayor precisión que los métodos convencionales (Bonansea *et al.*, 2015a). De esta manera, fue posible predecir con mayor exactitud la distribución espacio-temporal de la variable de Cl *a*, junto a la estimación del estado trófico a partir de esta variable, siendo una herramienta más eficaz para la toma de decisiones por parte de organismos responsables del monitoreo y gestión de sistemas acuáticos.

Por otra parte, al utilizar datos actuales (período 2014-2015) en modelos construidos con una serie de datos previos (período 2003-2010) y obtener una buena relación entre los valores medidos y los estimados por teledetección ($R^2=0,91$ y $R^2=0,86$ para las estaciones húmeda y seca, respectivamente), además de confirmar la capacidad predictiva de los mismos, revalidan su vigencia, por lo que podrían ser utilizados en futuras campañas de muestreo en el embalse.

Al igual que en otros trabajos de estimación de parámetros de calidad del agua (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Tebbs *et al.*, 2013), los mapas obtenidos a partir de las diferentes imágenes satelitales, permitieron identificar áreas con características particulares dentro del embalse. Al analizar la distribución de la Cl *a*, se determinó que los registros más elevados se observaron en la estación seca, los cuales fueron homogéneos en toda la superficie del embalse y podrían estar relacionados con la gran abundancia de *Ceratium* sp. detectada por la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba para el período analizado. En la estación húmeda los valores estimados de la Cl *a* fueron inferiores y heterogéneos, presentando un patrón longitudinal de Oeste a Este.

Este mismo comportamiento se reflejó en las representaciones gráficas del estado trófico del embalse. Obviamente, la productividad primaria está principalmente relacionada con la temperatura, la radiación solar y la disponibilidad de nutrientes, entre otros factores (Margalef, 1983; Dodson, 2005). De esta manera, se esperaría que los períodos de mayor abundancia de fitoplancton, riesgos de floraciones y registros de Cl *a* ocurriesen en la estación húmeda, la cual corresponde a la primavera y verano. Sin embargo, al comparar parámetros medidos y los mapas generados, se encontró la situación inversa. Esta condición puede estar relacionada con los procesos de estratificación térmica que podrían estar sucediendo dentro del embalse. Según Margalef (1983), los movimientos del agua no sólo son importantes en cuanto al movimiento físico dentro de la zona fótica, sino que son decisivos en el transporte vertical de materia mineralizada a partir de zonas profundas y en mantener a las algas dentro de la zona eufótica. Si bien no se dispone de información de este proceso, ya que la recolección de datos de campo sólo se realizó a nivel sub-superficial durante una campaña de muestreo para la estación húmeda y seca respectivamente, los antecedentes sugieren que durante la estación húmeda el embalse podría presentarse estratificado y en condición de mezcla en la estación seca (Mariazzi *et al.*, 1989; 1992). Así, de haber existido condiciones de anoxia en el hipolimnio, la alta productividad primaria registrada en la estación húmeda, podría haber generado un aumento en las concentraciones de fosfato y amonio, lo que favorecería el mayor desarrollo y abundancia de fitoplancton y Cl *a* en la estación seca, producto de la recirculación de nutrientes desde el hipolimnio durante la mezcla como ocurre en los ambientes eutróficos, promoviendo la persistencia de floraciones de cianofíceas (Margalef, 1983).

Por otra parte, al analizar la distribución espacial, se observa que el comportamiento longitudinal de la variable Cl *a* registrado en la estación húmeda, podría estar relacionado con los vientos (Welch, 1952; Carrick *et al.*, 1993; Yin *et al.*, 2004; Fernández *et al.*, 2014) aunque no fue posible contar con información de velocidad y dirección de vientos durante los muestreos. Se recomienda que si está disponible debería ser tenida en cuenta para la construcción de los

modelos predictivos de parámetros de calidad del agua, pudiendo así aumentar la precisión de las estimaciones.

Si bien la determinación trófica se realizó en base a una sola variable del índice propuesto por la OECD, este estudio representa uno de los primeros esfuerzos para conjugar información satelital con SIG para la determinación del estado trófico de un embalse. Para fortalecer los alcances de este trabajo, en un futuro, se perfeccionarán nuevos modelos geoestadísticos para el resto de las variables incluidas en este índice, pudiendo obtener una representación más precisa de la dinámica del estado trófico del embalse.

La metodología desarrollada podría ser utilizada por autoridades de cuencas como una herramienta tecnológica para el monitoreo y gestión del estado trófico de embalses, pudiendo además ser extrapolable a otros sistemas acuáticos de la provincia, lo que permitiría comparar la calidad del agua de reservorios a escala regional.

AGRADECIMIENTOS

A la Dirección de Seguridad Náutica de la Provincia de Córdoba por su colaboración y predisposición en la realización de los muestreos en el embalse. A la Secretaría de Recursos Hídricos y Coordinación de la Provincia de Córdoba por su colaboración en la elaboración del manuscrito. A los revisores por sus útiles comentarios y sugerencias, los cuales han sido utilizados para fortalecer la presentación de este manuscrito. Este estudio se llevó a cabo como parte de un programa ambiental cuyo objetivo se centraron en el monitoreo de la calidad del agua de embalses de la provincia de Córdoba (SECyT-UNRC) (Código 18/A33). Además se obtuvo financiamiento adicional de CONICET (Res. D 4498/12).

REFERENCIAS

- Almanza, V., Bicudo C., Parra O. y Urrutia R. (2016).** Características morfológicas y limnológicas de las floraciones de *Ceratium furcoides* (Dinophyta) en un lago somero de Chile Central. *Limnetica*, 35(1): 253-268.
- Ame, M., Díaz, M. & Wunderlin, D. (2003).** Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, 18(3): 192-201.
- APHA. (2000).** Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: Ed. APHA-AWWA-WEF.
- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F. y Cosavella, A. (2014).** Programa de monitoreo de calidad de agua del Embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba*, 1(2): 27-34.
- Boltovskoy, A. y Foggeta, M. (1985).** Limnología física del Embalse Río III (Térmica, hidrología y derivaciones biológicas). *Biología Acuática*, 7: 1-26.
- Bonansea, M. (2013).** Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Bonansea, M. & Fernández, R. (2013).** Remote sensing of suspended solids concentration in a reservoir with frequent wildland fires on its watershed. *Water Science and Technology*, 67(1): 217-223.
- Bonansea, M., Bazán, R., Pagot, M., Pinotti, L., Ledesma C. y Rodríguez, C. (2014).** Utilización de imágenes ASTER y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Biología Acuática*, 30: 69-77.
- Bonansea, M., Rodríguez, C., Pinotti, L. & Ferrero, S. (2015a).** Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). *Remote Sensing of Environment*, 158: 28-41.
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C. & Pinotti, L. (2015b).** Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hydrology Research*, 46(3): 377-388.
- Carlson, R. (1977).** A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2): 361-369.
- Carrick, H., Aldridge, F. & Schelske, C. (1993).** Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive

- lake. *Limnology and Oceanography*, 38(6): 1179-1192.
- Cohen, W. & Goward, S. (2004).** Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *Bioscience*, 54(6): 535-545.
- Dodson, S. (2005).** Introduction to Limnology. McGraw Hill Book Co.
- Doña, C., Sánchez, J.M., Caselles, V., Antonio Domínguez, J. & Camacho, A. (2014).** Empirical relationships for monitoring water quality of lakes and reservoirs through multispectral images. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(5): 1632-1641.
- Engelsen, O., Hegseth, E., Hop, H., Hansen, E. & Falk-Petersen, S. (2002).** Spatial variability of chlorophyll *a* in the Marginal Ice Zone of the Barents Sea, with relations to sea ice and oceanographic conditions. *Journal of Marine Systems*, 35(1): 79-97.
- Fernández, R., Bonansea, M. & Marques, M. (2014).** Monitoring turbid plume behavior from landsat imagery. *Water resources management*, 28(10): 3255-3269.
- Kitchell, J. (2012).** Food web management: a case study of Lake Mendota. New York: Springer Science & Business Media.
- Laird, N. & Ware, J. (1982).** Random effects models for longitudinal data. *Biometrics*, 38: 963-974.
- Lessels, J. & Bishop, T. (2013).** Estimating water quality using linear mixed models with stream discharge and turbidity. *Journal of Hydrology*, 498: 13-22.
- Mac Donagh, M., Casco, M. & Claps, M. (2005).** Colonization of a Neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (OF Müller) Bergh. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(4): 291-299).
- Mac Donagh, M., Casco, M. & Claps, M. (2009).** Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 43(2): 371-381.
- Mancini, M., Rodríguez, M., Bagnis, G., Liendo, A., Prospero, C., Bonansea, M. & Tundisi, J. (2010).** Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 841-845.
- Margalef, R. (1983).** *Limnologia*. Omega.
- Margalef, R. (1994).** *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Ed. Elsevier Science.
- Margalef, R. (2002).** *Teoría de los sistemas ecológicos*. Ed. Alfaomega.
- Matthews, M. (2011).** A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21): 6855-6899.
- Mariazzi, A., Romero, M., Conzonno, V. & Mariñelarena, A. 1989.** Results of a limnological study in a reservoir previous the functioning of a nuclear power plant (Embalse del Río III, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 20: 57-68.
- Mariazzi, A., Donadelli, J., Arenas, P., Di Siervi, M. & Bonetto, C. (1992).** Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina). *Hidrobiología*, 246: 129-140.
- Meichtry de Zaburlin, N., Boltovskoy, A., Rojas, C. & Rodríguez, R. (2014).** Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución. *Limnetica*, 33(1): 153-159.
- Nicholls, K., Kennedy, W. & Hannet, C. (1980).** A fish kill Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Freshwater Biology*, 10(6): 553-561.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). (1982).** *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Final Report*. Paris: OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, Paris, Francia.
- Politi, E., Rowan, J. & Cutler, M. (2016).** Assessing the utility of geospatial technologies to investigate environmental change within lake systems. *Science of the Total Environment*, 543: 791-806.
- Quirós, R. (1988).** Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23: 647-658.
- Quirós, R., & Drago, E. (1999).** The environmental state of Argentinean lakes: an overview. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 4(1-2): 55-64.

- Song, C., Woodcock, C., Seto, K., Lenney, M. & Macomber, S. (2001).** Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*, 75(2): 230-244.
- Sriwongsitanon, N., Surakit, K. & Thianpopirug, S. (2011).** Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology*, 401: 203-220.
- Tebbs, E., Remedios, J. & Harper, D. (2013).** Remote sensing of chlorophyll *a* as a measure of cyanobacterial biomass in Lake Bogoria, a hypertrophic, saline-alkaline, flamingo lake, using Landsat ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 135: 92-106.
- Tundisi, J. & Tundisi, T. (2016).** Integrating ecohydrology, water management, and watershed economy: case studies from Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 16(2): 83-91.
- Xu, F., Tao, S., Dawson, R. & Li, B. (2001).** A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144(2): 231-244.
- Yin, K., Zhang, J., Qian, P., Jian, W., Huang L., Chen, J. & Wu, M. (2004).** Effect of wind events on phytoplankton blooms in the Pearl River estuary during summer. *Continental Shelf Research*, 24(16): 1909-1923.

Recibido: 18 de abril de 2016 - Aceptado: 28 de agosto de 2016