

# LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU

## Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua

Jaime Ordóñez Salinas

**ADVERTIMENT.** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA.** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([www.tesisenred.net](http://www.tesisenred.net)) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING.** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

**LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU**  
**Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en  
suspensión con el clima lumínico del agua**



**Jaime Ordóñez Salinas**

**Barcelona, junio del 2010**

**Tesis doctoral**



**Departamento de Ecología  
Universidad de Barcelona**

**LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU**  
**Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en  
suspensión con el clima lumínico del agua**

Jaime Ordóñez Salinas

Barcelona, junio del 2010

Tesis doctoral



# **TESIS DOCTORAL**

Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona

Programa de doctorado: Ecología

Bienni 2001-2003

## **LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU**

### **Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua**

Memoria presentada por Jaime Ordóñez Salinas para optar al grado de doctor de la  
Universidad de Barcelona

**Jaime Ordóñez Salinas**

Barcelona, junio del 2010

Director de la Tesis: Dr. Joan Armengol Bachero

Catedrático del Departamento de Ecología

Universidad de Barcelona

Codirector de la tesis: Dr. Rafael Marcé Romero

Profesor asociado del Departamento de Ecología

Universidad de Barcelona







## *Agradecimientos*

Desde cuando comencé esta tesis, la parte que he tenido siempre más clara ha sido ésta; la de lo de los agradecimientos.

Y cuando pienso en alguien a quien agradecer algo, siempre viene a mi cabeza mi familia. Sin ellos no sería nada de lo que soy y no hubiera hecho nada de lo que he hecho. Mis logros indudablemente son sus logros. Mi padre, que siempre llevare en mi memoria; me dio su vida. Trabajó de sol a sol para que no sólo yo, sino para que todas mis hermanas estudiaran. Cosa que el no pudo hacer. Y que a través de su trabajo y su esfuerzo, me enseñó el valor de la responsabilidad, del afecto y la honestidad. Mi madre, que con su ternura, trabajo y dedicación me enseñó a querer sin reparos, a ser lo que soy sin importar con quien y en donde me encontrara. Mis hermanas que me transmitieron todas sus experiencias, cada una a su manera. Siempre las recuerdo; ayudándome a aprobar todas esas asignaturas (casi todas!) que me costaban tanto.

Pienso en Joan Armengol. Y cuando escribo su nombre de esta manera lo siento distante. Pero no es así; aunque haya sido mi tutor, cosa que le agradezco enormemente, le agradezco más su amistad y su apoyo. Y por eso lo llamo simplemente Joan. El Joan de los embalseros.

En Marisa!!!, Mi Marisa. Que siempre esta ahí. En cada rincón de mi mente. En cada momento de mi vida en Barcelona. Le he dado muchas veces las gracias por su compañía, por su apoyo, por su amor, por su paciencia, por su brillantez, pero siempre pienso que es poco.

Octavi, Cristinica, Rosita, Elena; que habría hecho yo sin su buen humor, sin su amistad, sin su sensatez, sin sus bailes, sin sus hombros para llorar cuando he tenido que llorar.

Mary, la que más trabaja. Pero que más da lo que trabaja, si tiene un corazón inmenso y me ha dejado un pedacito para mí. Ayyyyy Mary.....

Gonzalo. El es como el Quijote de la Mancha. Un caballero y un amigo. Una esponja, dispuesta a absorber cualquier información. Un luchador que en vez de caballo tiene una bicicleta. Que lastima que sea hombre....

Rafa. Ejemplo a seguir para los que hemos elegido esta profesión. Dedicado, conciente y honesto con lo que hace. Eso sí, y lo más importante, sin dejar de ser buen padre y buen amigo.

Alfonso. Aunque no tuve un hermano mayor, lo tengo a el.....

Oscar. Otro hermano..... Siempre ha estado.....siempre!!!!

Yiyo y Lucho ....,siempre los echaré de menos.

Y podría seguir nombrando más gente a la que agradecer algo, y diciendo algo en particular de cada persona y cada persona que nombrara tendría un sentido en lo que he hecho, en este recorrido, en este trabajo que marca una etapa en mi vida profesional, y sobre todo en mi vida personal. Pero no acabaría nunca. Así que intentare al menos mencionarlos a todos, a manera de agradecimiento, sabiendo eso sí, que les debo algunas palabras. Seguro que alguien se me escapara.....

Martin, Sonia y Max; Sergi, Mariajo y Marcel; Jackeline; Juan Carlos y Marta; Lulo, Fagua, Tura, Luciano por supuesto, Marc y Anita, Luis Fer, Chapu, Hugo, Isabel Muñoz, Maria José Boavida, Biel Moyà, Andrea Butturini, Gastón, El Barça, Julito, Eusebi, Beth, Lidia, Esther Más, Isis, Neus, Ainhoa, Cat, Felipe Tascón, José Puerto, César Sanmartín, Álvaro Sanabria, Martin Hitchman, Clarita Bermúdez, Olga Victoria Castaño, Carmen Reyes, Pedro, Marta del Valle, Quique Moreno, Luciana ,Vanesa, Claudita, Helen Hawkings.

Finalmente y con un poco más de formalidad, quisiera agradecerle a la empresa Aiguës Ter Llobregat (ATLL) que ha financiado parte del monitoreo de donde se han obtenido los datos del presente estudio. También le agradezco a la Agencia Catalana del Agua por su colaboración en todos los monitoreos a los diferente embalses y a la Universidad de Barcelona, por darme la oportunidad de formar parte de esta importante institución.

# ÍNDICE

<b>1.</b>	<b>INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>1</b>
1.1	LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU.....	5
1.2	COMPOSICIÓN Y TAMAÑO DEL ZOOPLANCTON EN EL EMBALSE DE SAU, ENTRE 1997 Y 2005. CONTROLES DE LA CADENA TRÓFICA TIPO BOTTOM-UP VS TOP-DOWN.....	7
1.3	EL CLIMA LUMÍNICO EN LOS EMBALSES CATALANES. EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA Y DE LOS SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN.....	10
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>19</b>
2.1	OBJETIVO GENERAL .....	19
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	19
<b>3</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
3.1.1	<i>Embalses de Cataluña</i> .....	23
3.1.2	<i>Embalse de Sau</i> .....	25
3.2	METODOLOGÍA .....	28
3.2.1	<i>Limnología del embalse de Sau</i> .....	28
3.2.2	<i>Composición y tamaño del zooplancton en el Embalse de Sau</i> .....	40
3.2.3	<i>El clima lumínico en los embalses Catalanes</i> .....	42
<b>4</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>47</b>
4.1	LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU.....	47
4.1.1	<i>Climatología de Sau</i> .....	47
4.1.2	<i>Hidrología</i> .....	55
4.1.3	<i>Estructura térmica</i> .....	60
4.1.4	<i>Contenido de calor y estabilidad térmica</i> .....	62
4.1.5	<i>Limnología física y química</i> .....	69
4.1.6	<i>Análisis Multivariado</i> .....	89
4.1.7	<i>Discusión</i> .....	113
4.2	COMPOSICIÓN Y TAMAÑO DEL ZOOPLANCTON EN EL EMBALSE DE SAU, ENTRE 1997 Y 2005. CONTROLES DE TIPO BOTTOM-UP VS TOP-DOWN.....	115
4.2.1	<i>Discusión</i> .....	121
4.3	EL CLIMA LUMINICO EN LOS EMBALSES CATALANES: EFECTO DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA Y DE LOS SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN.....	126
4.3.1	<i>Embalses catalanes</i> .....	126
4.3.2	<i>Embalse de Sau</i> .....	143
4.3.3	<i>Discusión</i> .....	162
<b>5</b>	<b>DISCUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>169</b>

<b>6</b>	<b>CONCLUSIONES .....</b>	<b>181</b>
<b>7</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....</b>	<b>185</b>
	<b>ANEXO.....</b>	<b>190</b>

## ÍNDICE DEL ANEXO

Fig. A-1. Ciclo anual de la temperatura .....	191
Fig. A-2. Ciclo anual del oxígeno disuelto.....	193
Fig. A-3. Ciclo anual de la conductividad.....	195
Fig. A-4. Ciclo anual de los cloruros.....	197
Fig. A-5. Ciclo anual de los sulfatos.....	199
Fig. A-6. Ciclo anual de la concentración de bicarbonato.....	201
Fig. A-7. Ciclo anual de la presión parcial del CO <sub>2</sub> .....	203
Fig. A-8. Ciclo anual de los carbonatos.....	205
Fig. A-9. Ciclo anual del carbono inorgánico disuelto .....	207
Fig. A-10. Ciclo anual de la alcalinidad .....	209
Fig. A-11. Ciclo anual del pH.....	211
Fig. A-12. Ciclo anual del nitrato.....	213
Fig. A-13. Ciclo anual del nitrito.....	215
Fig. A-14. Ciclo anual del amonio.....	217
Fig. A-15. Ciclo anual del nitrógeno .....	219
Fig. A-16. Ciclo anual del fósforo reactivo soluble.....	221
Fig. A-17. Ciclo anual del fósforo total.....	223
Fig. A-18. Ciclo anual del cociente DIN/SRP.....	225
Fig. A-19. Ciclo anual del carbono particulado.....	227
Fig. A-20. Ciclo anual del nitrógeno particulado.....	229
Fig. A-21. Ciclo anual del carbono orgánico disuelto.....	231
Fig. A-22. Ciclo anual de los silicatos.....	233
Fig. A-23. Ciclo anual de la clorofila.....	235
Fig. A-24. Ciclo anual del índice 430/665.....	237
Fig. A-25. Ciclo anual de los sólidos en suspensión.....	239







# **1. INTRODUCCIÓN GENERAL**



## 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La regulación del agua de los ríos y la irrigación para la agricultura, son algunas de las principales causas del deterioro de los ríos, deltas y lagunas costeras. Pero a pesar de esto, son procedimientos que se siguen implementando y además con tendencia a incrementarse, debido al aumento de la población y en consecuencia a la necesidad de generar más alimentos y energía.

La construcción de embalses como principal recurso para garantizar la cada vez mayor demanda de agua, ha sido muy criticada. Sin embargo su construcción persiste. En el mundo ya son más de 45.000 embalses (con presa < 15 m), los cuales, en su mayoría, se han construido en las 6 pasadas décadas (Nillsson *et al.*, 2005). En España hay más de 1200, siendo así el país de Europa con más embalses, con una capacidad máxima aproximada de 56000 hm<sup>3</sup> (MMA, 2008). Y en Cataluña más de 21, con una capacidad máxima que supera los 2862 hm<sup>3</sup> (ACA, 2003).

Adicionalmente al gran impacto social que representa la construcción de embalses, estos tienen un impacto directo sobre los ríos y sobre el paisaje sobre el cual fluyen. Las alteraciones físicas, químicas y biológicas son muchas, pero dentro de las principales están:

- Creación de una barrera migratoria a peces y demás fauna presente en el río.
- Reducción del flujo, aguas abajo del embalse.
- Estabilización de los regimenes de caudal del río.
- Cambios en regimenes térmicos del agua del río.
- Reducción de la carga de sedimentos transportados hacia aguas abajo del embalse.
- Aumento en el tamaño de las piedras en el lecho fluvial, aguas abajo.
- Alteración del paisaje.

A pesar de lo dicho y como ya se ha mencionado, estas masas de agua tienen una gran importancia a nivel social. Y su importancia se incrementa en áreas geográficas con limitaciones en recursos hídricos, como ocurre en gran parte de la península Ibérica, debido especialmente a su régimen mediterráneo. El agua embalsada se utiliza principalmente para suplir las necesidades en la producción de energía, la industria, el regadío y para el abastecimiento de agua de pueblos y ciudades.

En España, el sector agrícola es el sector que mayor demanda de agua tiene, con 24000 hm<sup>3</sup>/año, seguido por el abastecimiento a la población, con una demanda de 4700 hm<sup>3</sup>/año y por último la demanda industrial, que es de 1700 hm<sup>3</sup>/año (MMA, 2002). En Cataluña, el consumo total de agua suma cerca de 3123 hm<sup>3</sup>/año. De los cuales el 72% (2267 hm<sup>3</sup>/año) es utilizado en la agricultura y el 27 % (856 hm<sup>3</sup>/año) en abastecimiento humano e industrial (ACA, 2008).

La disponibilidad y calidad del agua embalsada depende de factores relacionados directamente con las características de la cuenca a la que pertenece el río embalsado, a las cargas de nutrientes que lleva, a la variabilidad de los aportes hidrológicos y obviamente a la gestión que se realice de los embalses. Este último punto es de suma importancia, especialmente si se trata de embalses de suministro; no solo por lo que representa para el consumidor, si no por lo que representa a las empresas encargadas de su gestión.

Parte de la gestión de los embalses, está basada en el seguimiento de sus características limnológicas. Los patrones de cambio de las diferentes variables implicadas en la limnología de estas masas de agua, bien sean anuales, mensuales, diarios o incluso horarios ayudan a tomar decisiones en cuanto a su gestión. En el embalse de Sau, su seguimiento se ha venido realizando desde el momento de su construcción en 1963. Y las diferentes publicaciones que ha generado la información recolectada son un reflejo de esto (Armengol *et al.*, 1986, Vidal & Om, 1993, Armengol *et al.*, 1999, Comerma *et al.*, 2001, Comerma *et al.*, 2003, Armengol *et al.*, 2003, Marcé *et al.*, 2004, Comerma *et al.*, 2004, Nedoma *et al.*, 2006, Marcé R. *et al.*, 2007, Benejam *et al.*, 2008, Moreno-Ostos *et al.*, 2008, entre otras.).

Para realizar dicho seguimiento limnológico, es preciso entender como se comporta un embalse. Y para ello, es difícil no mencionar, el enunciado de Margalef (1983), que quizás es quien mejor describe lo que es un embalse. *Un embalse es un híbrido de río y lago, y su estudio se ha de basar en una visión completa de la limnología.* Con esta frase Margalef explica el comportamiento dinámico del río que entra al embalse y que no permite que se establezca del todo como un lago. De igual manera, enfatiza en la necesidad de entender su estado híbrido, para poder entender sus patrones de cambio y de equilibrio.

Tal y como lo describe Margalef (1983), y como lo esquematiza Kimmel *et al.*, (1990), en un embalse existen tres zonas más o menos delimitadas; zona fluvial, zona de transición y zona lacustre, las cuales han sido ya explicadas y discutidas desde un punto de vista trófico en el embalse de Sau (Comerma *et al.*, 2001). Esta zonificación es importante, ya que describe el gradiente longitudinal de muchas de las variables que nos resultan importantes a la hora gestionar el embalse. Cada una de estas zonas puede variar en importancia y tamaño, dependiendo básicamente de la hidrología del río y de características asociadas; como son, la temperatura del agua, el punto por el cual se hunde el río en el embalse y la carga de nutrientes y sedimentos que aporta el río al embalse.

En esta memoria, gran parte de las variables estudiadas en el embalse de Sau, se han medido en la zona lacustre, que como explica Kimmel (1990), es la zona más próxima a la presa y la cual se asemeja más a lo que es un lago. Ya que es la zona del embalse que presenta mayor profundidad, mayor tiempo de residencia, menor concentración de sólidos en suspensión, mayor transparencia y menor carga de nutrientes. Además, es la que tiene más relación con el agua que se utilizará río abajo; cabe recordar, que el embalse de Sau, es el primero de un conjunto de tres embalses que se encuentran en cadena a lo largo del río Ter, y que el agua que sale de allí pasa al embalse de Susqueda y posteriormente al del Pasteral, para finalmente pasar a la planta de potabilización.

Gran parte de los datos analizados en este documento, forman parte de los datos recogidos en el seguimiento que realiza la Universidad de Barcelona, junto con la empresa *Aigües Ter Llobregat (ATLL)*, la cual está encargada de gestionar el embalse.

A pesar de que existen datos del embalse desde 1963, momento en el que fue llenado, en este documento, se presentarán y analizarán datos tomados en el período 1999-2007. Parte de este análisis se centrará en la descripción de patrones de variabilidad de algunas de las variables más importantes, y en la explicación de dicha variabilidad. Esta variabilidad, está sujeta en gran medida a factores que se encuentran ligados directa o indirectamente con las estaciones del año, con la meteorología local y de la cuenca y con las variaciones en los regímenes hidrológicos del río Ter.

El clima de tipo mediterráneo, es uno de los factores que más condicionan la hidrología del río Ter y por tanto de las variaciones de cota y volumen en el embalse de Sau. Con períodos en los que hay largas sequías, especialmente durante el verano y precipitaciones fuertes en la primavera y otoño, que por lo general ocurren en cortos períodos de tiempo. Por otro lado, su hidrología se ve fuertemente influenciada por la nieve que se acumula en los Pirineos, la cual modifica el volumen y velocidad de su caudal y además su temperatura (Vidal & Om, 1993)

Paralelo al seguimiento que realiza la empresa *ATLL*, se han hecho estudios de interés científico, que por un lado ayudan a mejorar la gestión del embalse, pero que por el otro, permiten verlo desde un punto de vista diferente. Desde este punto de vista, se realiza en este documento un análisis de las poblaciones de zooplancton y su efecto sobre la transparencia del agua. La transparencia en el embalse de Sau ha sufrido cambios en este período de tiempo, y ligado a ello ha habido una disminución en el tamaño promedio de los cladóceros y una disminución de la población del género *Daphnia*. Dichos cambios coinciden con la introducción de peces exóticos, y de acuerdo a este documento podría ser la principal causa de su variabilidad.

La transparencia del agua en un lago o embalse, es una medida que a los ojos de mucha gente es sinónimo de la calidad o del estado trófico del agua. Y en muchos documentos se ha intentado relacionar con la concentración de partículas presentes en ella, especialmente con la clorofila (Carlson, 1977). Partiendo de este marco conceptual, en el embalse de Sau y en 21 embalses Catalanes, los cuales presentan diferentes estados tróficos, se ha realizado un análisis de la variabilidad de la transparencia del agua, en función de la concentración de algunos de sus componentes que afectan a la penetración

de la luz. Paralelamente se ha aplicado un método empírico, para establecer la importancia relativa de cada uno de dichos componentes. Dentro de este mismo análisis se hace un análisis crítico sobre la importancia del disco de Secchi como medida de la transparencia del agua.

## **1.1 LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU**

La importancia que representan los embalses de abastecimiento de agua, ha hecho que los estudios de limnología sean parte indispensable de su gestión. Gran parte de las decisiones que se toman en torno a la optimización de la calidad del agua, están fundamentadas en estudios en los que se describen los patrones de variabilidad de las diferentes variables que se encuentran involucradas en determinar la calidad del agua (Cooke, 2005).

En el embalse de Sau, como ya se había mencionado antes, se ha venido realizando su seguimiento limnológico durante más de 40 años. En este estudio se presentan los resultados de dicho seguimiento durante el período 1999-2007, y se analizan características que según Margalef (1983), se podrían agrupar en características ligadas a la mineralización, a la estratificación y a las comunidades. Todas ellas dependientes en gran parte de condiciones atmosféricas e hidrológicas. Algunas de las variables más importantes ligadas a la mineralización del agua, son la alcalinidad, sulfatos, cloruros, cationes alcalinos y alcalino-térreos y pH. Las concentraciones de fósforo, el nitrógeno, en sus diferentes formas, el hierro, el manganeso, la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura son algunas de las variables ligadas a la estratificación, y las cuales se encuentran estrechamente relacionadas con la profundidad y la producción primaria. Y por último las características ligadas con las comunidades, como son los pigmentos, que casi siempre hace referencia a la concentración de clorofila.

Adicionalmente a las variables agrupadas en estos tres grupos, se ha estudiado la concentración de sólidos en suspensión y la transparencia del agua, las cuales se encuentran estrechamente relacionadas. También, se ha tenido en cuenta la variabilidad hidrológica, con todo lo que ello representa y que incluye la propia gestión del embalse;

variación en los volúmenes del embalse, aumento o disminución en las cargas de sedimentos y nutrientes, cambios en los tiempos de residencia, aumento o disminución de la estabilidad térmica. Y finalmente, todo el estudio se encuentra contextualizado en una serie de variables meteorológicas medidas continuamente, las cuales condicionan al resto de variables comentadas en este documento.

Algunas de las variables estudiadas presentan patrones de comportamiento asociados a las diferentes estaciones del año. Con lo cual, se pueden establecer generalidades respecto a estos cambios y usarlas para predecir eventos. Tal es el caso de la clorofila, que con la llegada de la primavera, presenta picos de crecimiento y con ellos, se esperan por ejemplo, cambios en la transparencia del agua y disminución en la concentración de los principales nutrientes. De igual manera, se espera que por ejemplo durante el invierno, las concentraciones de oxígeno sean más homogéneas en toda la columna de agua.

Independiente de las generalidades que se puedan encontrar, parte de la variabilidad observada no es fácilmente explicable y puede ser el resultado de eventos que ocurren a menor escala, los cuales pueden ocurrir en un margen de días e incluso horas. Por ejemplo, la resuspensión de nutrientes por el efecto del viento en embalses de poca profundidad o sobre zonas poco profundas, o el transporte de nutrientes desde el metalimnion hacia la superficie por movimientos ondulares de toda la masa de agua, pueden explicar la aparición de manchas de fitoplancton en momentos que no se esperaba (Rawson, 1960, Hamilton & Mitchell, 1997, Breh & Mitchell, 1998, Marcé *et al.*, 2007).

Con todo lo dicho y sintetizando, la gestión de cualquier lago o embalse utilizado por el hombre, ha de ser realizada, partiendo de la premisa de que la calidad del agua o estado trófico, es el resultado directo de su ubicación dentro de un determinado contexto geográfico y climatológico, y de los aportes de nutrientes y sedimentos provenientes de su cuenca (Cooke, 2005), y de igual manera, de procesos internos y cambios en el tiempo. Por este motivo tal como lo decía Margalef (1983), *su estudio se ha de basar en una visión completa de la limnología*, lo cual justifica su seguimiento.

## **1.2 COMPOSICIÓN Y TAMAÑO DEL ZOOPLANCTON EN EL EMBALSE DE SAU, ENTRE 1997 Y 2005. Controles de la cadena trófica tipo *bottom-up* vs *top-down*.**

En la mayoría de los lagos y embalses de las zonas templadas, al inicio de la primavera se produce un pico de crecimiento algal, que es seguido, durante un corto período de tiempo, por un incremento en la transparencia del agua (Sommer *et al.*, 1986). Dicho fenómeno comúnmente denominado, fase clara, coincide con un pico de crecimiento de zooplancton, compuesto en gran parte por cladóceros de gran tamaño (Lampert *et al.*, 1986).

El zooplancton filtra continuamente partículas del rango de 1 a 10  $\mu\text{m}$ , las cuales tienen una alta capacidad de atenuación de la luz y pueden ser algas, bacterias, detritus o agregados orgánicos (Stemberger & Miller. 2003, O'Sullivan & Reynolds, 2005). Y su tamaño está relacionado con su capacidad de filtración; a mayor tamaño, mayor capacidad de filtración y mayor rango de tamaño de partículas capturadas, lo que redundaría en una mayor eficiencia en la filtración.

Dentro de los trabajos que documentan la relación tamaño-capacidad de filtración se encuentra el trabajo pionero realizado por Brooks and Dodson (1965), en el que se plantea la hipótesis de tamaño-eficiencia. Dicha hipótesis sugiere, que organismos herbívoros de gran tamaño colectan de manera más eficiente el alimento que aquellos de menor tamaño, debido a una mayor área de filtración. Además, al tener menor demanda metabólica por unidad de masa, tienen mayor asimilación, permitiendo que la producción de huevos sea mayor y por ende tengan una mayor reproducción.

Carpenter *et al.*, (1993), mediante experimentos de biomanipulación con peces en tres lagos de Wisconsin (USA), demostraron que en presencia de zooplancton de gran tamaño (por ejemplo, de *Daphnia*) la biomasa de fitoplancton era menor que en presencia de cladóceros de menor tamaño y/o rotíferos. De igual manera Stemberger *et*

al. (2003), usando datos promedio de 59 lagos del noreste de los Estados Unidos, comprobaron la importancia del tamaño del zooplancton como estimador de la concentración de clorofila y la transparencia del agua.

Los cladóceros pertenecientes al género *Daphnia* son filtradores eficientes, debido básicamente a su gran tamaño, capacidad migratoria y al amplio espectro de formas y tamaños de algas de las cuales se alimentan. (Wright & Shapiro, 1984; Carpenter *et al.*, 1993; Cooke *et al.*, 1993; Jürgens. 1994; Benndorf *et al.* 2002; Steiner. 2004). Su actividad, afecta de manera indirecta a la concentración de nutrientes en el agua, gracias a su comportamiento migratorio que genera una constante translocación de nutrientes, de la superficie al fondo (Wright *et al.* 1984), lo que afecta a la transparencia del agua, ya que reduce la población algal, especialmente de tipo unicelular con alta capacidad de reflejar la luz (Bendford *et al.*, 2002).

La variabilidad en la abundancia y el tamaño del zooplancton, esta determinada especialmente por la disponibilidad de recursos y por la presión que ejercen sus predadores. Varios estudios demuestran la ausencia o la disminución de las poblaciones de zooplancton de gran tamaño, como *Daphnia*, en presencia de peces zooplanctívoros. Hrbacek (1961) fue el primero en establecer, en algunos lagos de Bohemia, la relación entre el tamaño del zooplancton y la presencia de peces. A este le siguieron Brooks & Dodson, (1965) quienes demostraron que en presencia de peces, en este caso del genero *Alosa*, la población de filtradores de gran tamaño es eliminada y remplazada por zooplancton de menor tamaño, básicamente por *Bosmina*. A partir de aquí varios estudios se han desarrollado, la mayoría en mesocosmos y a corto plazo (Gliwicz, 1990, Gliwicz & Boavida, 1996, Wright *et al.*, 1984; Angeler *et al.*, 2002; Benndorf *et al.*, 2002; Chase, 2003; Kwang-Hyeon, Nagata & Nanazato, 2004; Steiner, 2004 ) y en los que se ha observado como patrón, la predación selectiva que ejercen algunas especies de peces sobre organismos filtradores de gran tamaño, y el efecto cascada que generan sobre las comunidades de fitoplancton (efecto top-down) e indirectamente sobre la transparencia del agua.

La abundancia y dinámica del zooplancton en el embalse de Sau se ha seguido como parte del programa de monitoreo que se realiza mensualmente. Hasta ahora se han

identificado 48 especies de zooplancton. Se han encontrado un total de 33 especies de rotíferos, 3 de copépodos y 9 de cladóceros. Aproximadamente el 20 % del total de individuos esta representado por *Keratella cochlearis*, 17 % por *Polyarthra major* y 12 % por *Bosmina longirostris*. *Daphnia galeata* es el cladóceros de gran tamaño más abundante.

La población de peces en el embalse de Sau, esta dominada por las especies *Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*, *Rutilus rutilus* y *Barbus graellsii* (Tabla 1). La presencia de *Silurus glanis* también ha sido reportada. Todas ellas, excepto *Barbus graellsii*, son especies introducidas. Datos correspondientes al año 2004 (E. García-Berthou, comentario personal) sugieren una densidad aproximada de 600 tn de peces, de las cuales la mayoría corresponden a *Alburnus alburnus*. El *Silurus* ha sido introducido con fines deportivos, es un pez de gran tamaño y muy codiciado por los pescadores, junto con él se introdujeron parte de las otras especies como base de su alimentación. No se tienen estimas de su densidad o abundancia, pero se han capturado especímenes de aproximadamente 6 años de edad. Así, y por el tipo de pesca que prevalece, captura y recaptura, se podría pensar que la introducción al embalse de Sau del *Silurus* ha ocurrido aproximadamente en el año 1999.

Nombre científico	CPUE*
<i>Alburnus alburnus</i>	1.166
<i>Cyprinus carpio</i>	0.517
<i>Rutilus rutilus</i>	0.697
<i>Barbus graellsii</i>	0.068

**Tabla 1.** Abundancia de peces capturados con malla, (Carol *et al.* 2006). \*CPUE (captura por unidad de esfuerzo)

Con el objetivo de investigar el efecto de la variación del tamaño del zooplancton, especialmente de *Daphnia*, sobre la transparencia del agua en el embalse de Sau, se han estudiado algunas características limnológicas en el período 1997-2005. Fósforo total (TP), carga de fósforo total del río (TP<sub>load</sub>), clorofila a (*Chl a*), sólidos en suspensión (SS), abundancia de zooplancton, disco de Secchi (DS) y tamaño del zooplancton (TZ) han sido las variables que se han estudiado. Algunas de estas variables han sido analizadas únicamente durante la fase clara.

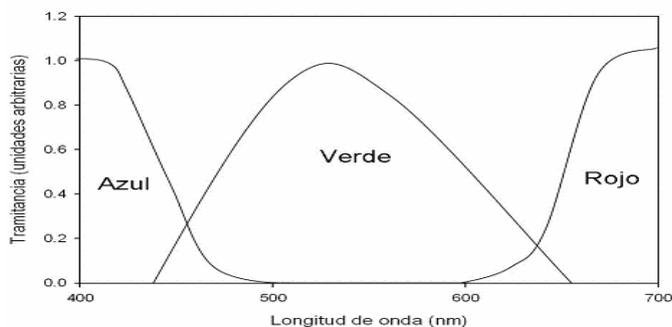
### 1.3 EL CLIMA LUMÍNICO EN LOS EMBALSES CATALANES.

#### Efecto de la concentración de clorofila y de los sólidos en suspensión.

El efecto de la luz, independiente de la cantidad de nutrientes, como factor determinante en la producción primaria y distribución de los organismos en una masa de agua, está limitado por la profundidad en la capa fótica. Esta profundidad es mayor o menor dependiendo de la cantidad y tipo de partículas que encuentre a su paso y de propiedades ópticas inherentes del medio acuático como son la absorción y dispersión (Kirk, 1994).

La absorción se define básicamente, como la transformación de la energía de la luz en calor y una pequeña fracción en biomasa o en energía química, lo cual se hace a través de la fotosíntesis. Y la dispersión, como la cantidad de luz remanente que es reflejada en todas las direcciones. El agua y el fitoplancton absorben parte de la luz incidente siendo así, algunos de los componentes que determinan el color al agua. Los sólidos en suspensión por otra parte contribuyen básicamente con la dispersión de la luz y finalmente las sustancias amarillas o “gilvin” absorben luz en el final del azul del espectro, por lo que aguas cargadas con estas sustancias presentan color amarillo.

La radiación fotosintéticamente activa (PAR) es la que se encuentra en el rango del espectro de la luz visible, comprendido entre los 400 y 700 nm (Fig. 1) y abarca las



**Fig. 1.** División del espectro de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), con filtros de colores.

longitudes de onda correspondientes a los colores azul, verde y rojo. La radiación PAR, disminuye en el agua exponencialmente con la profundidad según la ley de Lambert-Beer, lo que se conoce

como atenuación de la luz. Dicha atenuación es causada por la dispersión y absorción de los fotones, lo que a su vez determina el clima. Este puede variar además dependiendo del día, la nubosidad, la estación del año y la latitud.

La ecuación que describe esta relación exponencial es:

$$E_z = E_o e^{-kz} \quad (1)$$

donde:

$E_z$  es irradiancia a la profundidad  $z$ .

$E_o$  es irradiancia a la superficie

$k$  es el coeficiente vertical de atenuación o extinción para la luz en el agua a la longitud de onda dada.

$z$  es profundidad en metros.

A pesar de la existencia de métodos más sofisticados para medir la intensidad de la luz (radiómetros, fotómetros, e. t. c...), el disco de Secchi (*DS*) sigue siendo el método mas utilizado para medir la transparencia del agua, aunque en todos los casos no se mida lo mismo. (Preisendorfer, 1986).

El uso del disco de Secchi como estima del estado trófico de un cuerpo de agua debido a su relación con la concentración de clorofila (Carlson, 1977), ha sido criticada por diferentes autores (Lorenz, 1980, Megard *et al* ., 1980., Edmonson, 1980.), que consideran que la ecuación usada para evaluar el estado trófico, no tiene en cuenta el efecto de otras sustancias diferentes a la clorofila que atenúan la luz, lo que nos lleva a considerar que en todo lago o embalse donde la profundidad del disco de Secchi es baja, es eutrófico.

Algunos autores siguiendo el hallazgo pionero de Poole & Atkings (1929) consideran que la relación entre *SD* y *K* es inversa según la ecuación,

$$DS = AK^{-1} \quad (2)$$

Donde  $A = -\ln(E_z / E_o) = K \cdot DS$  es un valor sin dimensión que depende de la irradiancia a la profundidad del disco de Secchi, relativa a la irradiancia superficial en la longitud de onda más penetrante,  $DS$  es la profundidad del disco de Secchi y  $K$  es el coeficiente de extinción. Esta ecuación (2) que como se ha comentado fue propuesta primero por Poole & Atkins (1929) fue llevada a cabo a partir de mediciones simultáneas de  $DS$  y  $K$  con un fotómetro sumergible en las diferentes zonas marinas. Dichos autores encuentran que  $A$  tendía a ser constante con un valor de 1.7. A partir de dicho estudio la ecuación (2) queda de la siguiente forma,

$$DS \cdot K = 1.7 \quad (3)$$

Esta ecuación ha sido ampliamente usada para estimar  $K$  a partir de las lecturas del disco de Secchi (Wetzel, 1983, Wetzel & Likens, 2000). No obstante, ha sido cuestionada ya que el valor de  $A$  puede variar (Preisendorfer, 1986, Kalff, 2002). Así por ejemplo los valores de  $A$  para un conjunto de embalses españoles oscilan en un rango de 1.7 y 2.4 (Margalef *et al*, 1976; Rull *et al*, 1984) mientras que Koenings & Edmundson (1991) encuentran una variación entre 1.3 y 3.

El coeficiente de extinción de la luz,  $K$ , es una propiedad inherente del medio acuático que puede ser descompuesto en la suma de todos aquellos elementos que intervienen con la luz incluida el agua.

Así:

$$K(\lambda) = K_w(\lambda) + K_{Chl a}(\lambda) + K_{SS}(\lambda) + K_g(\lambda) \quad (4)$$

Donde  $\lambda$  denota la dependencia de la longitud de onda. Y los subíndices denotan lo siguiente:  $w$ , es la contribución del agua pura;  $g$ , la contribución por el color del agua;  $Chl a$ , la contribución de las algas o la clorofila y  $SS$  la contribución de los sólidos en suspensión (Van Duin *et al.*, 2001).

El agua pura por sí misma contribuye únicamente con la absorción de la luz mas no con su dispersión y lo hace fuertemente en las longitudes de onda correspondientes al rojo, por lo cual las longitudes correspondientes al azul son las que mas penetran en la columna de agua y las que hacen que la fotosíntesis sea más eficiente.

El “*gilvin*” corresponde a una mezcla de plantas en degradación a la que se hace referencia normalmente como sustancias húmicas o sustancias amarillas, las cuales en su mayoría derivan de la escorrentía de los suelos y en menor cantidad debido a procesos autóctonos (Davis-Colley *et al.*, 1987). Estas sustancias absorben luz particularmente en el final del azul del espectro, razón por la cual las aguas cargadas de sustancias de este tipo tienen color amarillo. La dispersión debido a estas sustancias normalmente es insignificante y poco tenida en cuenta en aguas no húmicas (Van Duin *et al.*, 2001). Pero por otra parte, es importante la absorción que realizan, ya que estas sustancias compiten directamente con el fitoplancton y otras plantas acuáticas por capturar la luz disponible. Además, afectan la visión de la fauna acuática, cambian el color del agua porque absorben preferiblemente longitudes de onda corta y finalmente dificultan la lectura con sensores remotos, de partículas de interés tales como fitoplancton, ya que muchas veces las sustancias amarillas varían simultáneamente interfiriendo en la señal (Kirk, 1994).

Los sólidos en suspensión, que son detritus orgánicos o inorgánicos, contribuyen principalmente a la dispersión de la luz. Su contribución varía dependiendo de su concentración, tamaño u origen. De acuerdo a la ley de Stoke, la velocidad de caída, en nuestro caso de sedimentación, de las partículas es proporcional a su diámetro cuadrado (Van Duim *et al.*, 2001). Y la densidad de las partículas que es determinante en su velocidad de caída se debe a la proporción de material orgánico e inorgánico en cada una de ellas. La dispersión de la luz y su absorción son aproximadamente

proporcionales al tamaño de las partículas y por lo tanto afecta el coeficiente de extinción de forma desigual.

La variabilidad en la concentración de sólidos en suspensión y su efecto en la transparencia del agua esta ligada a procesos de sedimentación y resuspensión. Los cuales suelen estar asociados con la intensidad de los vientos y afecta mayormente a lagos o embalses de poca profundidad. Las lluvias son otro factor que hace variar la concentración de sólidos principalmente en los embalses, haciendo que esta aumente principalmente en la zona fluvial. Existen también cambios estacionales en la concentración de sólidos en suspensión tanto por la variación del flujo de partículas por la lluvia o deshielo, como por los cambios en la producción fitoplanctónica. Por ejemplo, en los lagos de alcalinidad y producción primaria elevada, durante el verano puede precipitar  $\text{CaCO}_3$  dando lugar a cambios en el clima lumínico (Efler *et al.*, 2001).

El fitoplancton contribuye considerablemente a la absorción de la luz por los pigmentos fotosintéticos; sus picos de absorción se encuentran en la banda roja y azul del espectro. Las algas también contribuyen con la dispersión de la luz por ser al mismo tiempo partículas. A este doble efecto hay que añadir el derivado de las formas y tamaños. Algas como la diatomea *S. costatum* y la cocolitoforal *E. huxleyi* con paredes mineralizadas u ornamentadas, dispersan más luz que aquellas que no tienen ninguno de estos tipos de pared como por ejemplo la flagelada *I. galbana*. También las algas verde-azuladas con vacuolas de gas dispersan más luz que aquellas que no las presentan (Kirk, 1993). Finalmente, hay que considerar también el grado de “empaquetamiento” de la clorofila, de tal forma que a igual concentración de clorofila por unidad de superficie, los lagos con algas coloniales son más transparentes o tienen menor coeficiente de extinción de la luz que cuando hay algas unicelulares (Edmondson, 1980).

La variabilidad en la concentración de clorofila, como una estima del fitoplancton, puede generar un cambio considerable en la transparencia del agua. Así Megard (2000), pudo comprobar en un lago del alto Misisipi, que un aumento considerable en la población de varias especies de *Daphnia* provocó una gran disminución en el fitoplancton y como consecuencia un aumento en la transparencia de más del 50%. Estos incrementos rápidos en la transparencia del agua por herbivoría de zooplancton de gran tamaño es lo que se conoce como fase clara (Sommer *et al.*, 1986).

En el presente estudio, se han buscado las posibles relaciones entre el disco de Secchi y el coeficiente de extinción de la luz, con algunos de los componentes del agua que están implicados en la atenuación de la luz. Además, se ha aplicado el método de regresión múltiple paso a paso, el cual ya ha sido utilizado por otros autores (Reynolds, 1984, Armengol *et al.*, 2003), con el objetivo de diferenciar el porcentaje de contribución de algunos de los principales componentes del agua en el clima lumínico. Por otra parte, se evalúa la importancia del disco de Secchi, como herramienta para medir la transparencia del agua, comparando esta medida con el coeficiente de extinción de la luz medido con un radiómetro, que es un método más fiable y preciso. Finalmente, se ha podido concluir, que la concentración de clorofila, no es una buena estima de la transparencia del agua, al menos en estos embalses.

Parte del estudio de la relación entre  $K$ , sus componentes y  $DS$  ha sido realizado con una base de datos obtenida a partir del estudio de 21 embalses, distribuidos en toda Cataluña con un amplio rango de variabilidad en su estado trófico. Estos embalses presentan diferentes concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión, con lo que la relación existente entre el disco de Secchi, el coeficiente extinción y los diferentes factores que intervienen en la transparencia del agua pueden ser estudiados con datos que cubren un amplio rango de variabilidad.

Por otra parte, y utilizando la misma metodología, se emplean datos del embalse de Sau durante el período 1999-2007. La posibilidad de disponer de datos de un período relativamente largo (ocho años) permite observar como ha afectado al clima lumínico los cambios en el estado trófico del agua o el efecto de años secos y húmedos entre otros factores de variabilidad.



## **2. OBJETIVOS**



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GENERAL Y PLANTEAMIENTO**

El objetivo principal de este trabajo es estudiar la variabilidad temporal de algunas de las variables físico-químicas más importantes analizadas en el embalse de Sau durante el período 1999-2007. Además, se busca relacionar algunas de estas variables con los cambios ocurridos en las comunidades de zooplancton durante el período 1997-2005 y el efecto que algunas de ellas han tenido sobre la transparencia del agua.

Este documento se encuentra dividido en tres temas principales enunciados a continuación:

- Limnología del embalse de Sau
- Composición y tamaño del zooplancton en el embalse de Sau, entre 1997 y 2005
- El clima lumínico en los embalses catalanes

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Para lograr el objetivo general antes mencionado, se han propuesto los siguientes objetivos específicos para cada uno de los temas mencionados:

#### **Limnología del embalse de Sau**

- Describir la variabilidad meteorológica e hidrológica a lo largo de la serie estudiada.

- Describir la variabilidad temporal de las principales variables físico-químicas estudiadas en el período 1999-2007.
- Identificar las variables explicativas más importantes en la variabilidad de los diferentes parámetros físico-químicos en el embalse de Sau.

### **Composición y tamaño del zooplancton en el embalse de Sau, entre 1997 y 2005**

- Establecer la dinámica del zooplancton en el embalse de Sau en el período 1997-2005.
- Relacionar el tamaño del zooplancton con las diferentes variables físico-químicas medidas.
- Identificar las posibles causas de la desaparición de la fase clara en el embalse de Sau al final del período 1997-2005.

### **El clima lumínico en los embalses catalanes**

- Relacionar los valores de la profundidad del disco de Secchi y el coeficiente de extinción de la luz medidos en 21 embalses de Cataluña (con énfasis en el embalse de Sau)
- Establecer la importancia del disco de Secchi como estima del coeficiente de extinción de la luz.
- Describir a partir de un modelo empírico la contribución de la clorofila y los sólidos en suspensión en la atenuación de la luz y por lo tanto en el clima lumínico del agua en los embalses catalanes estudiados.

### **3. MATERIALES Y MÉTODOS**



### **3 MATERIALES Y MÉTODOS**

#### **3.1 LUGAR DE ESTUDIO**

Los resultados presentados en este documento, fueron obtenidos en un total de 21 embalses ubicados en Cataluña, al noreste de España. Sin embargo, gran parte de los resultados hacen referencia al Embalse de Sau, con lo cual su descripción será más detallada. Por otra parte, se cuenta con más información de este embalse, por el seguimiento que se le ha realizado desde el momento en que fue llenado.

##### **3.1.1 Embalses de Cataluña**

En el apartado titulado: El clima lumínico de los embalses Catalanes: Efecto de la concentración de clorofila y de los sólidos en suspensión, se utilizaron datos correspondientes a un total de 21 embalses, todos ellos ubicados en Cataluña, al noreste de España (Fig. 2). Dichos datos forman parte del estudio “Caracterización, regionalización y elaboración de herramientas para el establecimiento del potencial ecológico de los embalses catalanes tal y como se contempla en la directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo” que fue desarrollado mediante la colaboración del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona, la Universidad de Girona, la Fundación Bosch i Gimpera y la Agencia Catalana del agua.

Se han muestreado un total de veintiún embalses que fueron previamente escogidos por presentar los mayores volúmenes de agua, para lograr de esta manera caracterizar la mayor cantidad de agua embalsada. Así, con este criterio y con los 21 embalses escogidos se logra estudiar un 93.7 % del total de la capacidad total de los embalses de Cataluña. Algunas características de los embalses escogidos se muestran a continuación

en la tabla 2. De acuerdo a la clasificación de Margalef (1985), son embalses que se encuentran en los grupos II y III. Los del grupo II se caracterizan por ser embalses con aguas bicarbonatadas, con sustratos dominados por rocas sedimentarias de tipo caliza o margas, mientras que los del grupo III, son embalses con aguas ricas en sulfatos.



**Fig. 2.** Localización de los 21 embalses catalanes. Mapa de Cataluña, Norte de España

De la tabla 2, es importante destacar los diferentes tamaños de cuenca. De manera intuitiva estos valores permiten hacerse una idea de la variedad de condiciones tróficas presentes en los diferentes embalses. Mientras que el embalse de Santa Fe, tiene una cuenca de 5 km<sup>2</sup>, los embalses de Flix y Riba Roja, tiene una cuenca cercana a los 80000 km<sup>2</sup>. Esto por lo tanto, significa una gran diferencia en la cantidad de aporte de nutrientes y en consecuencia, en sus condiciones tróficas.

Todos los datos recogidos en estos embalses, fueron tomados en el verano del 2002. Para ello se selecciono el lugar más profundo de cada embalse, que por lo general se

encontraba cerca de la presa y de esta manera representaba el punto con características más lacustres.

Embalse	Cuenca	Superficie de cuenca (km <sup>2</sup> )	Capacidad (hm <sup>3</sup> )
La Baells	Llobregat	532	115
Boadella	Muga	182	62
Camarasa	Noguera Pallaresa	2.850	113
Canelles	Noguera Ribagorçana	1.628	688
Escales	Noguera Ribagorçana	731	152
Foix	Foix	290	6
La Llosa del Cavall	Cardener	200	80
Oliana	Segre	2.675	101
Flix	Ebre	82.246	11
Rialb	Segre	3.320	402
Riba-roja	Ebre	79.177	210
Riudecanyes	Riudecanyes	31	5
Sant llorenç de Montgai	Segre	7.110	10
Sant Ponç	Cardener	318	24
Santa Anna	Noguera	1.757	240
Santa Fe	Tordera	5	1
Sau	Ter	1.564	169
Siurana	Siurana	60,4	12
Susqueda	Ter	1.850	233
Talam o St. Antoni	Noguera Pallaresa	2.070	205
Terradets	Noguera Pallaresa	2.620	23

**Tabla 2.** Embalses seleccionados en el estudio, cuenca a la que pertenecen, superficie y capacidad de cada uno de ellos.

### 3.1.2 Embalse de Sau

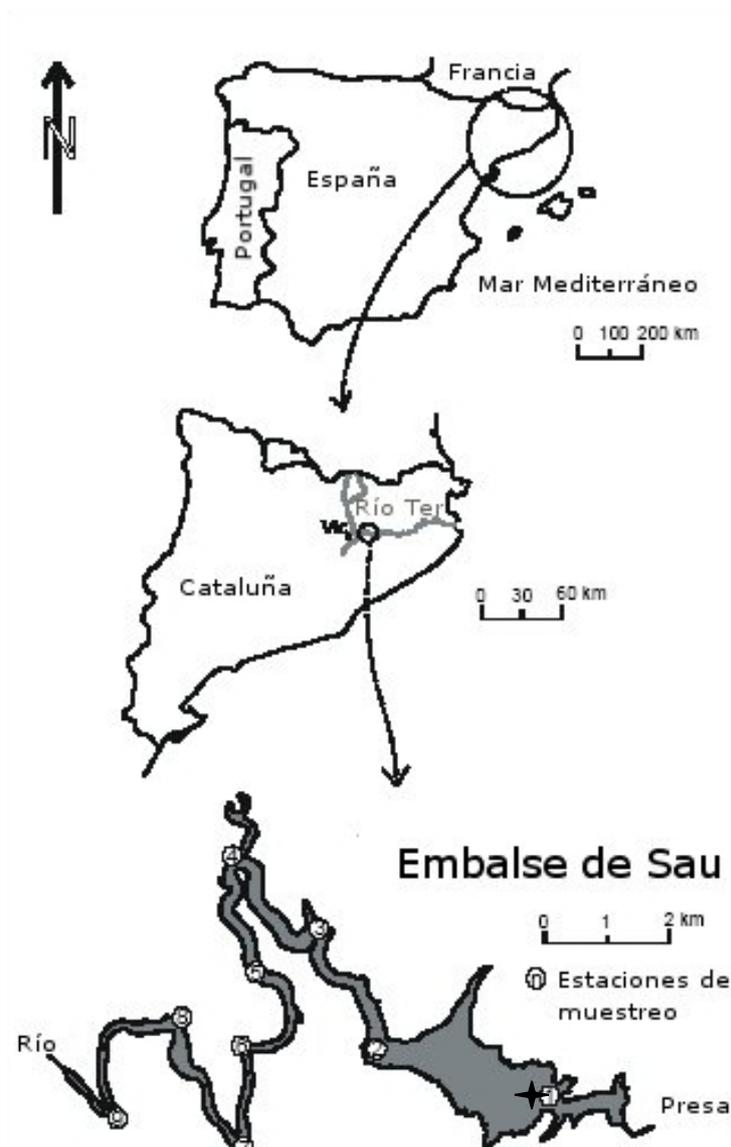
El embalse de Sau está ubicado en el noreste de España (Fig. 3) y fue construido en 1963 con dos fines básicos, proveer agua potable a la ciudad de Barcelona, Girona y parte de la Costa Brava y generar energía eléctrica. Sin embargo, en los últimos años también se han venido desarrollando actividades deportivas, entre las más importantes, la pesca. El embalse de Sau, es el primero de una cadena de tres embalses que se encuentran a lo largo del río Ter. Y está a una altura sobre el nivel del mar de 424 m. seguido por el embalse de Susqueda a 367 m.s.n.m y finalmente el embalse del Pasteral, el cual es el más pequeño y se encuentra a 166 m.s.n.m.

Sau es un embalse alargado y en forma de cañón, con una longitud máxima aproximada de 18 km. Su principal afluente, el río Ter, nace en los Pirineos a una altura de 2400 *m.s.n.m* y tiene una longitud de 200 km. Algunos de los afluentes más importantes del Ter, son el río Freser a la altura del municipio de Ripoll y el río Gurri que alcanza las aguas del Ter a la altura de Roda de Ter muy cerca de la cola del embalse.

El caudal de río Ter presenta variaciones considerables, muy comunes en ríos mediterráneos, además se encuentra fuertemente influenciado por los Pirineos. El caudal aportado por el Ter, puede variar de  $2 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$  a valores menos frecuentes de  $2000 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$ , con una media de  $18 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$  (Armengol *et al.* 1986; Vidal & Om, 1993;

Armengol *et al.* 1999; Marcé *et al.* 2004).

La cuenca hidrográfica del embalse tiene un área de  $1790 \text{ km}^2$  y en general el tipo de roca que la conforma es de origen calcáreo. Lo cual explica que el agua del río Ter sea rica en  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$  (Sabater, 1992). Los aportes extras de nutrientes que reciben el río Ter y el embalse de Sau, se encuentran relacionadas con el uso del suelo. Gran parte de estos aportes, provienen de la ciudad de Vic y sus alrededores, los cuales son en su mayoría compuestos ricos en fósforo y nitrógeno, como por ejemplo las purinas, debido a actividades



**Fig. 3.** Mapa del embalse de Sau. La cruz representa la estación histórica de muestreo en la cual se han tomado gran parte de los resultados presentados y que representa la parte más lacustre del embalse. Fuente: Marta Comerma, 2003

asociadas a la ganadería y la agricultura (Vidal & Om, 1993). Estos aportes permiten el desarrollo de gradientes heterótrofo-autótrofo, que permiten el establecimiento de comunidades de microbios, fitoplancton y zooplancton a lo largo del eje principal del embalse (Comerma *et al.*, 2003)

El estado trófico del embalse de Sau ha cambiado notablemente desde su inicio. Las primeras 4 décadas el embalse sufrió un acelerado proceso de eutrofización, debido al rápido crecimiento de las poblaciones ubicadas al margen del río, llegando a un estado hipereutrófico. Pero a partir de los 90, cuando se empezaron a instalar plantas de tratamiento de aguas residuales en los principales centros urbanos e industriales río arriba del embalse, los aportes de nutrientes al embalse disminuyeron considerablemente (Armengol *et al.* 1986; Vidal & Om, 1993; Armengol *et al.* 1999; Marcé *et al.*, 2004). Con lo cual, actualmente Sau es un embalse que varía entre eutrófico y mesotrófico.

Algunas de las principales características morfométricas e hidrológicas del embalse son presentadas en la tabla 3.

<b>Variable</b>	<b>Valor</b>
Localización	46°46'N 4°51'E
Altitud (m.s.n.m)	362
Máximo volumen (*10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	168.5
Máxima área (*10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup> )	5.8
Máxima profundidad (m)	65.0
Profundidad media (m)	25.2
Máxima longitud (*10 <sup>3</sup> m)	18
Máxima amplitud (*10 <sup>3</sup> m)	1.3
Carga media del río Ter (*10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> )	540.5
Tiempo medio de residencia .1997-2005 (año)	0.26

**Tabla 3,** Principales características morfométricas e hidrológicas del embalse de Sau.

Sau, es un embalse cálido monomítico, que normalmente, comienza a estratificarse al comienzo de marzo. La variabilidad en el momento e intensidad del período de mezcla es considerable. La columna de agua en Sau se mezcla normalmente entre noviembre y diciembre, dependiendo de la ocurrencia o no de precipitaciones fuertes en forma de riadas y/o nevadas en el Pirineo (Armengol *et al.*, 1999). Por otra parte pequeñas

modificaciones durante los períodos de mezcla o estratificación pueden ocurrir, como consecuencia de la gestión que se le da al embalse (Thornton, 1990).

El sistema de captación de agua en el embalse de Sau, consiste en una torre que se encuentra cerca de la presa y que tiene tres compuertas de toma de agua, ubicadas a diferentes profundidades. La elección de la compuerta que debe ser utilizada para la toma de agua, es función en parte de las características físico-químicas encontradas en la columna de agua. Concentración de oxígeno, conductividad, presencia de metales pesados, concentración de fitoplancton, entre otras características, son tomadas en cuenta en la elección de la compuerta.

## **3.2 METODOLOGÍA**

### **3.2.1 Limnología del embalse de Sau.**

La descripción limnológica del embalse de Sau, se ha realizado con datos correspondientes al período 1999-2007, tomados mensualmente. Las muestras obtenidas fueron tomadas en un punto cercano de la presa, que corresponde al punto de muestreo histórico y que está en la zona más lacustre del embalse (Fig. 3).

Junto a la información física, química y biológica obtenida durante la campaña, se disponía de datos meteorológicos, los cuales han sido recogidos en la estación meteorológica instalada en el club náutico situado en la orilla norte del embalse, muy próximo al punto de muestreo.

#### **3.2.1.2 Información Meteorológica**

La estación meteorológica cuenta con los siguientes Sensores,

- Sensor de temperatura y humedad relativa *Vaisala (HMP35AC)*.

- Sensor de presión atmosférica *Vaisala (PTB101B)*.
- Pirgeometro *Kipp & Zonen CG14*, para radiación infrarroja larga (rango de longitud de onda, 5000-50000 nm).
- Piranómetro *Kipp & Zonen CM3*, para radiación solar (rango de longitud de onda, 300-3000).
- Sensor *Skye SKP 215*, para Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR). (rango de longitud de onda 400-700 nm).
- Anemómetro *Young 05103*.
- Pluviómetro *Munro R102*.

### **3.2.1.2 Parámetros físicos, químicos y biológicos**

#### **3.2.1.2.1 Dentro de la barca**

Los parámetros físicos y químicos tomados desde la barca, fueron tomados usando dos sondas diferentes. En el período 1999-2005, se utilizó una sonda multiparamétrica *Turo Water Analyser, model T-611*. Y los datos correspondientes al período 2006-2007, fueron tomados usando una sonda multiparamétrica *CTD SBE 19 plus*. Los parámetros medidos con estas sondas fueron: conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, pH, potencial redox y turbidez.

Las muestras de agua fueron obtenidas a diferentes profundidades, que eran elegidas en función de los cambios fuertes que se observaran en los parámetros físicos y químicos medidos con la sonda multiparamétrica. Dichas muestras fueron tomadas con una botella hidrográfica *UWITEC* de 5 litros, y posteriormente guardadas en garrafas oscuras de polietileno de la misma capacidad, para finalmente ser procesadas en el laboratorio. Lo cual se realizaba preferiblemente el mismo día de la campaña de muestreo.

La transparencia del agua se midió mediante la profundidad del disco de Secchi. Que consiste en un disco, blanco y negro, de 30 cm. de diámetro. Dicha profundidad es aquella en la que al bajar el disco con una cuerda por el lado mas sombreado de la barca, esté desaparece. La mejor medida, consiste en tomar la profundidad media, resultante de aquel punto en el que el disco desaparece por completo y la profundidad a la que vuelve a aparecer. (Wetzel and Likens, 2000).

Los perfiles de irradiancia en el agua, se realizaron utilizando un radiómetro *Li-Cor 185B* provisto de un sensor de radiación esférico *Li-193SA (Li-Cor Inc.)*, sensible a la radiación PAR. Las medidas consistían en bajar el radiómetro cada medio metro hasta la profundidad en la que los valores de radiación fueran cercanos a cero.

Para tomar las muestras de zooplankton, se realizaron pescas verticales desde una profundidad de 20 metros hasta la superficie usando una red *Apstein* con malla de 53  $\mu\text{m}$ . Las muestras fueron anestesiadas con agua carbonatada y preservadas con una solución sacarosa de formalina al 4%.

### **3.2.1.2.2 *En el laboratorio***

En el laboratorio una parte de la muestra fue filtrada a través de filtros Whatman GF/F (47 mm  $\varnothing$ ) previamente muflados durante cuatro horas a 450 °C, para el análisis de todos los elementos disueltos, y otra parte, sin filtrar, fue utilizada para el análisis de las concentraciones totales de fósforo y nitrógeno. A continuación se explican brevemente los procedimientos para cada una de las variables analizadas, junto con la bibliografía correspondiente, para referenciar los procedimientos más detallados.

**Alcalinidad.** Se sigue el método de Gran, realizando la valoración de la muestra de agua con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (0.02 N) y un electrodo de pH en un titrador automático Metrohm, modelo 716. La especiación del sistema carbono-carbonato, con el fin de obtener las concentraciones de carbono inorgánico disuelto (DIC), bicarbonatos, carbonatos y la presión parcial de  $\text{CO}_2$ , se realizó utilizando el método de Mackereth *et al.*, (1978).

**Nitrato, sulfato y cloruro.** Estos iones son analizados en un cromatógrafo de intercambio iónico (modelo 761 COMPACT IC 1.1 METROHM) mediante un detector de conductividad. Se utiliza una columna de aniones METROSEP C 2 250. Las muestras son filtradas con una membrana de nylon con poro de 0.45 µm de diámetro.

**Nitrito.** Su análisis se realiza por determinación colorimétrica siguiendo el método de Grasshoff *et al.*, (1983). Se emplea un espectrofotómetro Shimadzu UV-1201 y la lectura se realiza a 540 nm.

**Amonio.** Determinación por colorimetría con tests de Merck. La lectura se realiza a 690 nm. en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1201.

**Fósforo reactivo soluble (SRP).** Determinación colorimétrica por el método Murphy & Riley (1962) con lectura a 890 nm. en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1201 y siguiendo la metodología de Koroleff descrita por Grasshoff *et al* (1983).

**Silicato.** Determinación colorimétrica con lectura a 810 nm. en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1201 y siguiendo la metodología de Koroleff descrita por Grasshoff *et al* (1983).

**Carbono orgánico no particulado (NPOC).** Su determinación se realiza por combustión con lector de infrarrojo en un analizador de carbono orgánico total Shimadzu, modelo TOC-Vcsh. Las muestras son filtradas con una membrana de nylon con poro de 0.45 µm de diámetro.

**Fósforo y nitrógeno total.** Mediante digestión previa de la muestra sin filtrar con reactivo de oxidación y autoclave a 110 ° C (Grasshoff, 1983).

Fósforo total disuelto. Se aplica el mismo procedimiento descrito para el fósforo reactivo soluble (SRP) a la muestra ya digerida.

Nitrógeno total disuelto. Se utiliza el método de UV selectiva y se realiza la lectura igual que con el nitrato. Su absorbancia se obtiene en un

espectrofotómetro Shimadzu UV-1201. Primero a 220 nm (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y a este valor se le resta la absorbancia obtenida a 275 nm, que es la correspondiente a la materia orgánica. Todas las lecturas se realizan en una cubeta de cuarzo de 1 cm.

**Nitrógeno y carbono total particulado.** El análisis se realiza en el Servicio Científico-Técnico de la Universidad de Barcelona, en un analizador *Nitrogen Analyser 1500 Carlo Erba*. El material analizado se obtiene a partir de filtrar la muestra de agua, a través de un filtro Whatman GF/F previamente muflado (24 mm Ø) durante 4 horas a 450 ° C. Se utiliza pentóxido de vanadio (V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) como catalizador de la oxidación.

**Sólidos en suspensión y cenizas.** Se obtiene por diferencia de peso de un filtro de fibra de vidrio Whatman GF/F (47 mm Ø) antes y después de haber filtrado un volumen de agua conocido. El filtro previamente muflado durante 4 horas a 450 ° C, se pone en un desecador y después se pesa. Una vez filtrada la muestra se deja el filtro en una estufa a 60 ° C durante 24 horas y después es colocado nuevamente en un desecador, para finalmente ser pesado. De esta manera, la diferencia de peso del filtro, da como resultado la concentración de sólidos en suspensión total. Por otra parte, para obtener el valor de la concentración de cenizas o material inorgánico particulado, se mufla el filtro durante 4 horas a 450 ° C y después se deja enfriar en un desecador. El filtro ha de ser pesado hasta obtener un peso constante. La diferencia entre el peso del filtro sin muestra y el peso del filtro muflado con muestra, corresponde al valor de las cenizas o fracción no volátil de la muestra.

**Clorofila.** La concentración de clorofila se ha obtenido utilizando dos métodos diferentes. Hasta el año 2001, el análisis de la concentración se realizó únicamente mediante el método tricromático (Jeffrey & Humphrey, 1975). Y a partir de ese año, se analizó también, mediante fluorescencia.

Método tricromático. Los pigmentos se extraen de las células que quedan atrapadas en los filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F (47 mm Ø), por los cuales se ha filtrado un volumen de agua conocido. Estos filtros se dejan en acetona al 90 %, durante 24 horas. La concentración de las clorofilas a, b y c se

calcula con el método tricromático para comunidades mixtas de fitoplancton según Jeffrey & Humphrey (1975) y Wetzel & Likens (1991). El cálculo utilizado para la concentración final de clorofila es mostrado a continuación,

$$[Chl a]_{(mg/m^3)} = C_a \cdot v / V \cdot Z \quad (5)$$

donde  $v$  es el volumen del extracto en mL,  $V$  es el volumen de agua en L,  $Z$  es el ancho de la cubeta del espectrofotómetro en cm y

$$C_a = 11.85 E_{664} - 1.54 E_{647} - 0.08 E_{630}$$

donde,

$$E_{664} = A_{664} - A_{750}$$

$$E_{647} = A_{647} - A_{750}$$

$$E_{630} = A_{630} - A_{750}$$

En donde la letra  $A$  es la absorbancia a la longitud de onda correspondiente al número que se encuentra al lado. Y la letra  $E$ , la absorbancia corregida según las formulas mencionadas anteriormente.

Siguiendo con la misma notación tenemos que,

$$[Chl b]_{(mg/m^3)} = C_b \cdot v / V \cdot Z \quad (6)$$

donde,

$$C_b = 21.03 E_{647} - 5.43 E_{664} - 2.66 E_{630}$$

y

$$[Chl c_1 + c_2]_{(mg/m^3)} = C_c \cdot v / V \cdot Z$$

siendo,

$$C_{c_1+c_2} = 24.52 E_{630} - 1.67 E_{664} - 7.60 E_{647}$$

Método de fluorescencia. Se realizó la medición de clorofila utilizando *in situ*, un espectrofluorímetro sumergible *bbe Fluoroprobe (Moldaenke)*. Que mide en continuo la concentración de clorofila hasta la profundidad deseada. Este aparato puede distinguir cuatro grupos diferentes de algas (Clorofíceas, Cianobacterias, Diatomeas y Criptofíceas) y además medir temperatura, transmitancia y concentración de sustancias amarillas.

### **3.2.1.2.3 Cálculos de variables hidrológicas y físicas**

#### Contenido de calor y estabilidad térmica

Los lagos y embalses funcionan como máquinas térmicas, ya que durante los meses de primavera y verano acumulan calor de la energía que reciben, principalmente a través de la superficie, y la ceden a la atmósfera durante el otoño e invierno. Sin embargo, los embalses acumulan más calor que los lagos debido a las diferencias de temperatura entre el agua de entrada y la de salida, ya que por lo general, el agua que entra al embalse lo hace superficialmente, mientras que la que sale lo hace por el fondo. Dichas diferencias entre el calor absorbido o cedido por un cuerpo de agua durante un período determinado se suele definir como balance térmico.

Para calcular la cantidad de calor acumulado en el embalse de Sau, se utilizaron los perfiles de temperatura medidos de manera uniforme, una vez al mes, en el período 1999-2007. Las medidas de temperatura se transformaron a calor mediante la relación (Chapra & Reckhow, 1983),

$$Q = t\rho CV \quad (7)$$

donde  $t$  es la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $\rho$  la densidad del agua ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ),  $V$  el volumen de agua considerado y  $C$  la calor específica ( $\text{cal g}^{-1} \text{ }^{\circ}\text{C}^{-1}$ ). Si se considera que para el rango de temperatura y salinidad de Sau  $\rho \approx 1$ , la ecuación 7 se simplifica sin perder precisión a  $Q = t$  siempre que  $V$  sea igual a  $1 \text{ cm}^3$ .

Para cada perfil de temperatura la cantidad de calor almacenado se calculó mediante la ecuación (Wetzel & Likens, 1991),

$$Q_i = \sum_{Z_o}^{Z_m} t_z A_z h_z \quad (8)$$

donde  $t_z$  es la temperatura del agua,  $A_z$  es la superficie del embalse, ambas a la profundidad  $z$  ( $\text{cm}^2$ ) y  $h_z$  la altura de la capa de agua que se considera que tiene temperatura uniforme. Para calcular esta ecuación es necesario conocer la curva hipsografica cota-superficie y la cota del embalse en el momento en el que se realizó el perfil de temperatura. Para simplificar los cálculos, se ha considerado que la temperatura a cada profundidad es igual en todo el embalse e igual a la correspondiente a la estación 1, que es el punto donde se han tomado todas las variables físicas y químicas analizadas en este documento. Esta afirmación, en el caso de Sau no es del todo cierta, ya que hay un calentamiento progresivo del agua superficial de la cola del embalse a la presa. Pero se puede obviar esta diferencia debido a la forma estrecha y alargada de Sau (Fig. 3), que determina que más del 70 % del volumen del agua almacenada se encuentre en la zona cercana a la presa, y que por debajo de la termoclina si que se cumpla que las temperaturas son iguales.

La cantidad de calor por unidad de superficie que intercambia un lago o embalse con la atmósfera a lo largo del año se denomina Balance Térmico Birgeano (Birge, 1916), y su cálculo se realizó según la ecuación,

$$B = \frac{Q_{\max.} - Q_{\min.}}{A_{med.}} \quad (9)$$

donde  $B$  es el Balance Térmico Birgeano, el cual puede ser expresado en,  $\text{cal cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$  o en  $\text{w m}^{-2}$ ,  $Q_{max.} - Q_{min.}$ , la diferencia entre las cantidades máxima y mínima de calor acumuladas en el sistema en un año determinado y  $A_{med.}$  es la media anual de la superficie del sistema considerado ( $\text{cm}^2$  o  $\text{m}^2$ ).

De acuerdo a Idso (1973) y Wetzel (2001), la estabilidad térmica se puede definir como la resistencia de la columna de agua, cuando está estratificada, a ser mezclada y homogenizada. Y se puede medir de dos maneras, obteniendo resultados a diferente escala. La primera, mediante el cálculo de  $S$  (Hutchinson, 1957, Wetzel & Likens, 2001), con la que se consigue de manera más general, establecer la resistencia inercial a una mezcla completa de la columna de agua, derivada de la existencia de gradientes de densidad. Y la segunda, mediante el cálculo de la frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N$ ), que es la frecuencia que tienen los movimientos ondulatorios que se forman en una capa de agua al disipar la energía que le llega (Armengol *et al*, 2005).

El cálculo de  $S$  ( $\text{g-cm cm}^{-2}$ ) se realizó mediante la siguiente ecuación,

$$S = \frac{1}{A_o} \int_{z_o}^{z_m} (\rho_z - \bar{\rho}) (A_z) (z - z_{\bar{\rho}}) dz \quad (10)$$

donde,

$A_o$  = área superficial ( $\text{cm}^2$ ),

$A_z$  = área ( $\text{cm}^2$ ) a la profundidad  $z$ ,

$\rho_z$  = densidad a la profundidad  $z$ ,

$\bar{\rho}$  = densidad media que resultaría de mezclar el lago hasta la uniformidad térmica ( $\text{g cm}^{-3}$ ),

$z_{\bar{\rho}}$  = profundidad a la que el agua tiene una densidad  $\rho$ , antes de la mezcla,

$z_m$  = máxima profundidad,

$z_o$  = profundidad.

La frecuencia de Brünt-Väisälä se puede calcular a partir de la temperatura, a pesar de que esta variable es la única que afecta la densidad del agua. La estabilidad térmica de una capa de agua viene dada según la expresión,

$$E = \frac{1}{\rho} \frac{d\rho}{dz} \quad (11)$$

donde,  $\rho$  es la densidad de la capa de agua,  $d\rho$  el gradiente de densidad y  $dz$  el grosor de la capa considerada. El producto  $gE$ , en el que  $g$  es la constante de aceleración de la gravedad ( $980 \text{ cm s}^{-2}$ ), se indica con  $N^2$  y es una medida indirecta del trabajo que hay que hacer para mezclar la capa  $dz$ . El análisis dimensional muestra que  $N^2$  tiene las unidades  $1/T^2$ , o lo que es lo mismo, es el cuadrado de una frecuencia. Y se denomina frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N$ ) que esta establecida por la ecuación,

$$N = \sqrt{N^2} = \sqrt{gE} = \sqrt{\frac{g \cdot d\rho}{\rho \cdot dz}} \quad (12)$$

y se calculó con el objetivo de ver los cambios en el patrón de estratificación en el período 1999-2007. En el cálculo de la densidad del agua, para cada temperatura, no se ha tenido en cuenta el efecto de las sales disueltas y de los sólidos en suspensión, y se realizó de acuerdo a Krambeck *et al*, (1992):

$$\rho = 0.999869 + 6.67413 \cdot 10^{-5}T - 8.85556 \cdot 10^{-6}T^2 + 8.23031 \cdot 10^{-8}T^3 - 5.51577 \cdot 10^{-4}T^4$$

### Tiempo de residencia

El tiempo de residencia se calculó de acuerdo a la ecuación,

$$TR(\text{días}) = \frac{Vol_i}{(E_i + S_i)/2} * 365 \quad (13)$$

donde,  $Vol_i$  es el volumen del embalse ( $\text{Hm}^3$ ) en el año  $i$ , y  $E_i$  y  $S_i$  el volumen de agua entrado y salido respectivamente para el mismo año.

#### 3.2.1.2.4 *Análisis multivariado*

Con el objetivo de explicar, sintetizar y poder ver con mayor claridad la variabilidad de los diferentes parámetros físicos y químicos en el embalse de Sau, se realizó un análisis multivariado usando el paquete estadístico CANOCO 4.5. Los datos utilizados para este análisis corresponden al período 1999-2007 y fueron tomados en la estación 1, la cual se encuentra situada a 500 m. de la presa para evitar así el efecto de la toma de agua y del viento que choca contra la presa.

Parte del análisis se realizó utilizando los datos en bruto, es decir, los datos sin ningún tipo de transformación. Para este análisis primero se utilizaron los datos integrados de la capa correspondiente a los 10 primeros metros de profundidad y después se analizaron los datos correspondientes a la capa comprendida entre 10 m. y el fondo del embalse.

La otra parte del análisis se hizo con datos transformados. Los cuales corresponden a los valores medios de cada variable para toda la columna de agua, previamente normalizados por el volumen, para evitar el efecto dilución, y desestacionalizados para evitar el efecto generado por la estacionalidad. Los datos usados como ya se ha repetido a lo largo del texto, corresponden a valores mensuales en el período 1999-2007.

La eliminación de la estacionalidad de los diferentes parámetros se obtuvo variable por variable, utilizando un análisis singular de espectros (*Singular Spectrum Analysis* (SSA)). El SSA es un método no paramétrico, y es esencialmente un análisis de componentes principales en el dominio temporal, el cual extrae información de series

temporales cortas y con mucho ruido sin conocimiento previo de las dinámicas que afectan a la serie temporal (Vautard and Ghil, 1989). Su principal propósito es descomponer la serie original en una suma de series, de manera que cada componente de esta suma pueda ser identificado como una tendencia, periodicidad o ruido. Seguido a este proceso se reconstruye la serie original. (Hossein, 2007).

A cada matriz de datos se le aplicó un análisis de componentes principales o PCA con el objetivo de observar las posibles relaciones entre las diferentes variables y los procesos que explican su variabilidad. Por otra parte se realizó un RDA o análisis de redundancia, el cual es una extensión canónica del análisis de componentes principales, que usa una matriz de variables explicativas para cuantificar la variación de otra matriz conformada por variables respuesta.

Previamente al análisis de redundancia se realizó un análisis canónico sin tendencia (DCA), el cual se usa para identificar si los datos responden o no a un gradiente directo. De acuerdo a ter Braak and Šmilauer (1998) si en el DCA la desviación estándar no es mayor a 4 los datos responden a gradiente directo y se recomienda realizar un RDA.

Partiendo de la premisa de que el río es uno de los principales factores de variación de las diferentes variables químicas y físicas de un embalse (Thornton, 1990), se usó la matriz de datos del río Ter, como matriz explicativa. La cual estaba conformada por 18 variables físicas, químicas e hidrológicas. Las variables volumen del embalse y caudal de salida y de entrada, también fueron incluidas como parte de estas variables explicativas, a pesar de no ser estrictamente parte de la matriz del río.

De estas 18 variables explicativas, se escogieron las variables que agregaran mayor poder explicativo sobre la varianza de las variables respuesta (parámetros físico-químicos en el embalse de Sau) y para ello se utilizó la opción paso a paso o *forward selection* del paquete CANOCO, con la cual se puede comprobar la significancia de cada variable ( $p < 0.05$ ) mediante el test de Monte Carlo, con 999 permutaciones. Y así excluir del análisis, las variables que no tengan importancia en la varianza de la matriz respuesta. Las variables finalmente incluidas en el análisis fueron: temperatura, oxígeno, nitrato, alcalinidad, conductividad, pH, volumen del embalse y caudal de entrada.

### 3.2.2 Composición y tamaño del zooplancton en el Embalse de Sau

Los datos analizados en este estudio corresponden a muestras tomadas mensualmente entre 1997 y 2005 y forman parte del monitoreo de calidad del agua del embalse, el cual ya se ha comentado.

Una vez en el laboratorio las muestras de zooplancton, fueron tamizadas a través de una serie de mallas de 750, 500, 250, 150, 100 y 53  $\mu\text{m}$  con el fin de separar y hacer más fácil la identificación y el conteo de los organismos.

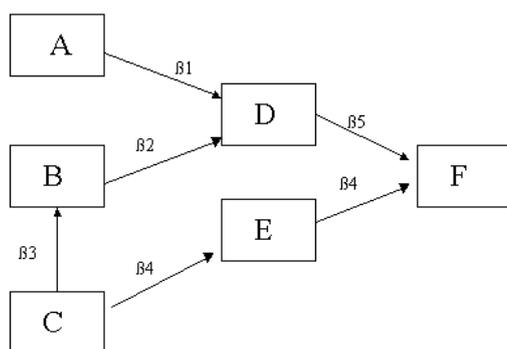
Los conteos e identificaciones del zooplancton se realizaron en una cámara *Utermolh* con un microscopio invertido, contando un mínimo de 60 individuos de la especie más numerosa (McCauley, 1984). La biomasa de cada uno de los organismos fue determinada a partir de sus medidas de longitud utilizando formulas geométricas. Para Cladóceros fueron aplicadas las formulas de Botrell *et al.*, 1976, Dumont, *et al.*, 1975 y Malley *et al.*, 1989, para los copépodos Malley *et al.*, 1989 y finalmente Botrell *et al.*, 1976 y Ruttner-Kolisko, 1977 para los rotíferos.

Paralelamente a las pescas de zooplancton se tomaron muestras de agua usando una botella hidrográfica de 5 L, aunque en este estudio se usaron únicamente los valores integrados de los 10 primeros metros. Las variables tenidas en cuenta fueron, concentración de fósforo total (PT), carga de fósforo del río ( $\text{TP}_{\text{load}}$ ), clorofila *a* (*Chl a*) y sólidos en suspensión (SS) y como estima de la transparencia del agua se midió la profundidad del disco de Secchi (DS). Todas estas variables se midieron siguiendo el mismo protocolo mencionado en el apartado 2.2.1.2.2, correspondiente a la limnología del embalse de Sau.

Los datos del aporte de fósforo del río Ter al embalse ( $\text{PT}_{\text{load}}$ ), fueron obtenidos a partir del estudio realizado por Marcé *et al.* (2004), en el que para calcularlos, se modelizó la variación en el tiempo de la relación entre el flujo del río y la concentración de los constituyentes del río teniendo en cuenta el impacto humano a través del tiempo.

El tratamiento estadístico de los datos se llevo a cabo usando análisis de regresión y se obtuvieron los coeficientes de regresión entre las diferentes variables a través del paquete estadístico *Statistica*.

Se usó un análisis de camino o *path analysis* para estimar el efecto directo e indirecto de las variables estudiadas sobre la transparencia del agua durante la fase clara. Este análisis es una extensión del modelo de regresión lineal, en el cual el coeficiente de correlación entre la variable dependiente y la independiente es partido en los efectos directos e indirectos vía o a través de otras variables independientes (Sokal & Rolf, 1995, Legendre & Legendre, 1998). Para realizar el análisis de camino, una relación hipotética, *a priori*, entre la variable dependiente (criterio) y la independiente (predictor) es establecida. Las flechas en el diagrama resultante (Fig. 4) indican causación entre dos variables. El valor sobre las flechas es el coeficiente de camino, el cual es el coeficiente de regresión estandarizado o coeficiente *beta*, y muestra el efecto directo de una variable independiente sobre una variable dependiente en el modelo de camino. El valor final de cada camino es el producto de sus coeficientes de camino. Y la suma de estos productos es el efecto indirecto de una variable independiente sobre una variable dependiente.



**Fig. 4.** Ejemplo de diagrama de camino o *path análisis*. Donde las flechas son el efecto causa-efecto entre dos variables. Y el valor sobre la flecha es el coeficiente del camino (*path coefficient*), que es el coeficiente *Beta* o coeficiente de regresión estandarizado.

No fue posible probar el modelo obtenido a partir del análisis de camino. Pruebas como *chi-cuadrado* o *Z* requieren más datos para ser realizadas. Por lo tanto, el efecto directo e indirecto de las diferentes variables sobre la profundidad del disco de Secchi, fue inferido a partir del signo y el valor de cada coeficiente, y no de manera estadística. El principal objetivo de este análisis fue corroborar la importancia del tamaño del zooplancton en la transparencia del agua, comparándola con otras variables estudiadas.

### 3.2.3 El clima lumínico en los embalses Catalanes

Los análisis presentados en este apartado, corresponden a dos conjuntos de datos diferentes. El primero, corresponde a datos tomados en 21 embalses ubicados en Cataluña, y el segundo a datos del embalse de Sau, correspondientes al período 1999-2007.

Los datos correspondientes a los 21 embalses catalanes, como ya ha sido mencionado, fueron tomados en el verano del 2002. Todos ellos tomados en el punto más profundo del embalse, el cual se encontraba en la mayoría de los casos cerca de la presa.

En cada embalse se midió la profundidad de visión del disco de Secchi, se realizó un perfil de radiación PAR y se determinó la concentración media integrada de sólidos en suspensión (*SS*) y de clorofila (*Chl a*) de los 8 primeros metros de profundidad. Los valores de las diferentes variables utilizadas en este estudio se han expresado como concentraciones medias para esta capa de agua, que coincide, aproximadamente, con la profundidad del epilimnion en los meses de verano. Todos los análisis químicos y físicos, se realizaron de acuerdo a la metodología mencionada anteriormente.

Las mediciones de la radiación incidente a diferentes profundidades,  $I_z$ , se efectuaron cada 0.5 m a partir de la superficie hasta 9 m y se ajustaron por regresión lineal a la ecuación de Lambert- Beer para calcular el coeficiente de extinción integrado,  $K$ , para la banda de radiación lumínica antes mencionada. Así,

$$K = \left[ \ln \frac{I_0}{I_z} \right] \frac{1}{z} \quad (14)$$

Donde  $I_0$  e  $I_z$  son las intensidades de luz medidas a 0 y z metros respectivamente y  $K$  ( $\text{m}^{-1}$ ) es el coeficiente de extinción de la luz.

Finalmente se aplicó el método de regresión lineal múltiple paso a paso propuesto por Reynolds (1984) con el fin de obtener la contribución parcial de los diferentes componentes del agua en la extinción de la luz.

El segundo conjunto de datos, correspondiente a la serie 1999-2007 obtenida en el embalse de Sau, fue analizado de la misma forma que los datos de los 21 embalses Catalanes. Con la diferencia de que los datos en la serie de Sau, corresponden a concentraciones integradas de los 10 primeros metros de profundidad. Además, a partir del año 2001 se analizó el efecto de la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión.



## **4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**



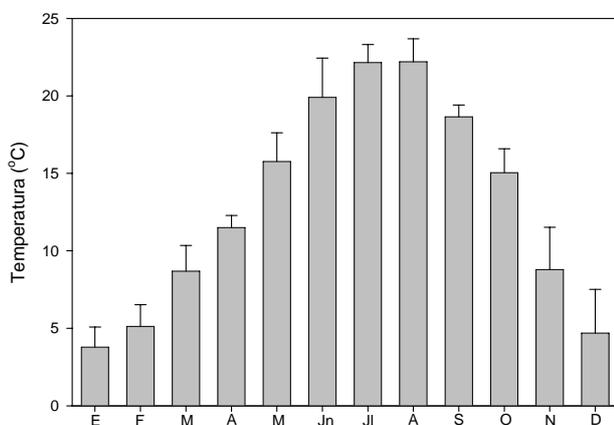
## 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1 LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE DE SAU

#### 4.1.1 Climatología de Sau

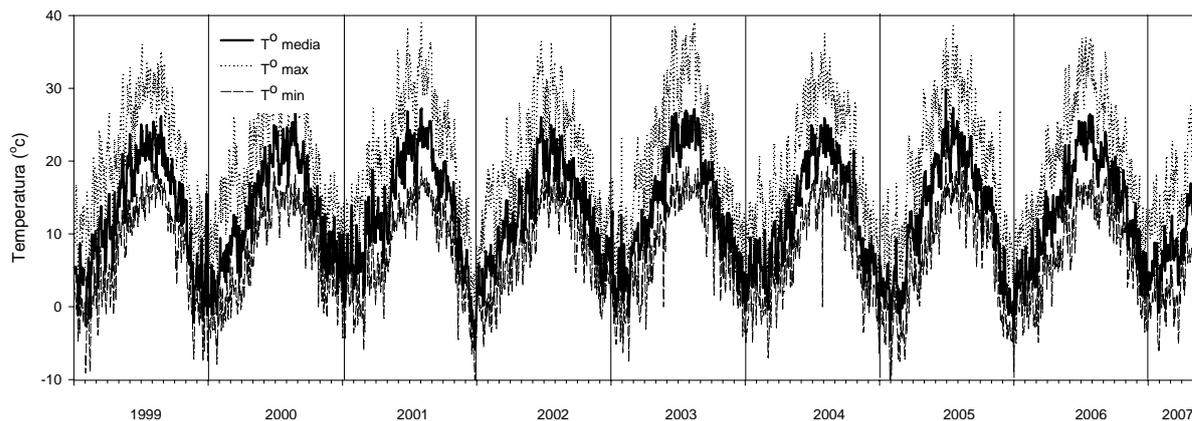
Normalmente, en lagos y embalses, los principales factores meteorológicos que determinan los procesos de mezcla y estratificación son el viento (advección), la radiación solar (calor) y la temperatura del aire (Ford, 1990, Wetzel, 2001). La energía del viento aumenta los coeficientes de difusión de las diversas propiedades del medio líquido y el calor proveniente de la radiación solar se propaga rápidamente (Margalef, 1983). Sin embargo, en los embalses, la circulación advectiva, es decir, las cargas (afluentes) y descargas (salidas), también pueden ser una fuente importante de energía cinética turbulenta y calórica. La orografía que rodea a estos tipos de sistemas es otro factor importante en su hidrodinámica. Por lo general, los embalses están construidos en valles profundos y estrechos, de manera que genera una climatología local.

A pesar de que la temperatura en el área que rodea al embalse de Sau sigue el mismo comportamiento de toda la zona mediterránea, con valores máximos en los meses de julio y agosto y con los mínimos en enero y febrero (Fig. 5), la variación diaria de



**Fig. 5.** Temperatura promedio mensual en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.

temperatura está bastante influenciada por la orografía que rodea al embalse. Durante los 9 años estudiados estuvo entre  $-11.7$  y  $39.1$  °C, lo que significa una amplitud térmica de  $33.1$  °C (Tabla 4). Las temperaturas más altas se registraron en agosto del 2003 y las más bajas en enero del 2005. (Fig. 6)



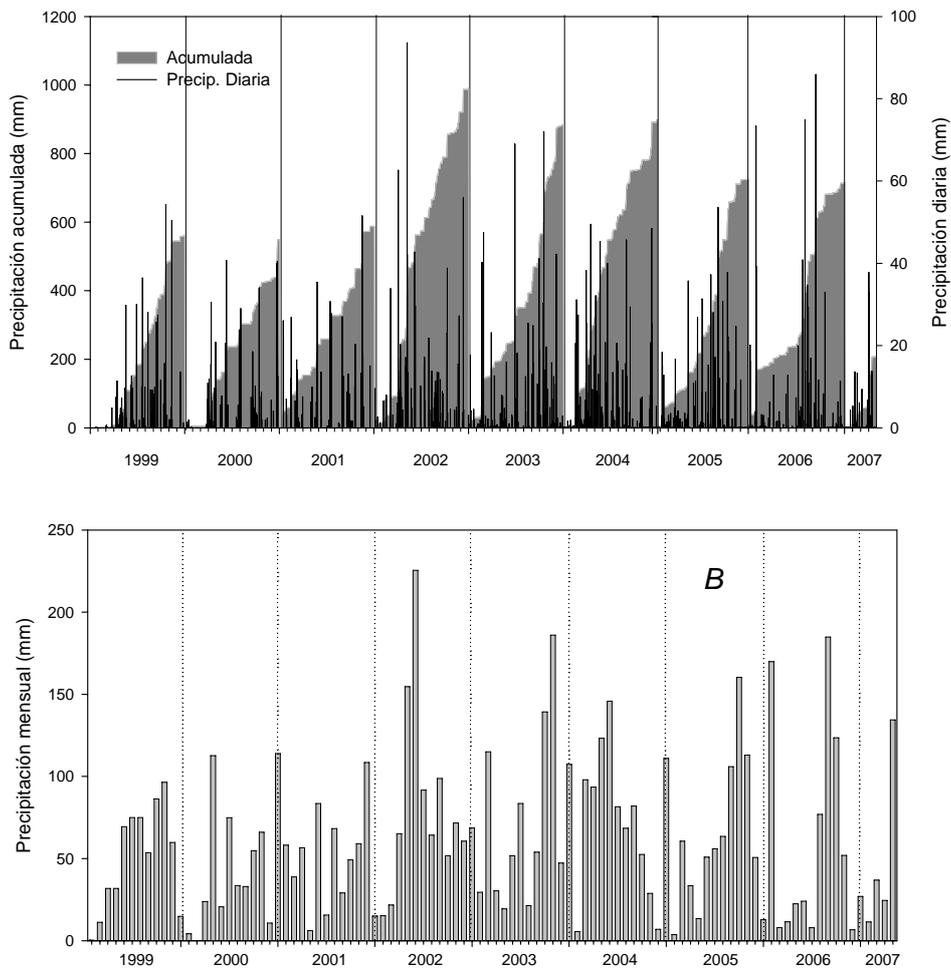
**Fig. 6.** Promedios diarios de temperaturas (máximas, mínimas y medias) en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.

Variable	Media	Máxima	Mínima
Temperatura media	12.88	29.80	-5.90
Temperatura máxima	20.23	39.10	0.10
Temperatura mínima	7.10	22.60	-11.70
Humedad media	79.84	100.00	27.70
Humedad mínima	47.74	100.00	0.00
Presión media	966.66	985.00	937.00
Velocidad del viento promedio	1.54	7.00	0.40
Velocidad del viento máximo	8.39	28.40	2.40

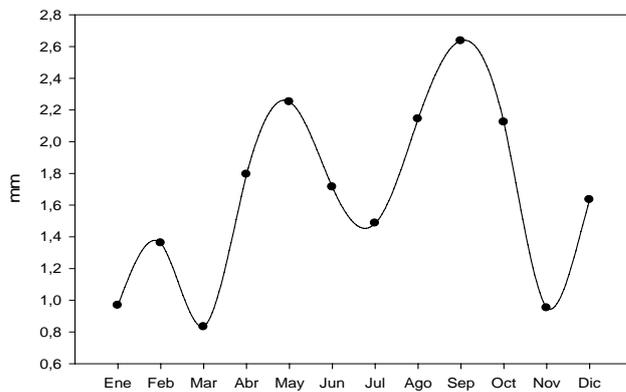
**Tabla 4.** Valores diarios medios, máximos y mínimos de algunas de las variables medidas en la estación meteorológica del club náutico del embalse de Sau. Durante el período 1999-2007.

De los 9 años estudiados, el 2000 fue el año con menor precipitación (Fig. 7) con un valor acumulado anual que apenas supera los 500 mm, mientras que el 2002, el año más húmedo, alcanzó un valor acumulado de 989.51 mm. Aunque ciertamente estos valores reflejan períodos de sequía o períodos húmedos, no reflejan la gran variabilidad, típica del clima mediterráneo. Fuertes precipitaciones, por lo general en forma de tormenta, ocurren en cortos períodos de tiempo (días u horas), mientras que largos períodos con bajas precipitaciones o ninguna, pueden ser bastante más comunes. Destacan los primeros meses de los años 1999 y 2000, en los que las precipitaciones fueron prácticamente nulas. Igualmente durante casi todo el año 2000, el año más seco de la serie, el valor medio no superó los 3 mm, aunque ocurrieron algunos eventos de lluvia puntuales en marzo, abril, agosto y noviembre, con precipitaciones diarias de hasta 35 mm. Por el contrario durante el 2002, 2003 y 2004, las lluvias fueron continuas durante casi todo el año, con precipitaciones diarias elevadas, comparadas con la media de los años anteriores, y valores que superaron los 90 mm. En los años 2005 y 2006, las lluvias fueron pocas significativas durante la mayor parte del tiempo, aunque debido a eventos puntuales importantes, los valores acumulados resultan bastante mayores, sin reflejar el comportamiento promedio anual. En general, los tres primeros años fueron de sequía,

después hubo un año más húmedo, el 2002, y luego a partir de ahí, comienza nuevamente una tendencia a bajar el valor acumulado anual, sin llegar a los valores de los tres primeros años. De acuerdo a la curva de tendencia de la precipitación a lo largo del año, en el período 1999-2007, las mayores precipitaciones ocurren en los meses de mayo y septiembre, mientras que los meses de menor precipitaciones son marzo y noviembre (Fig. 8).

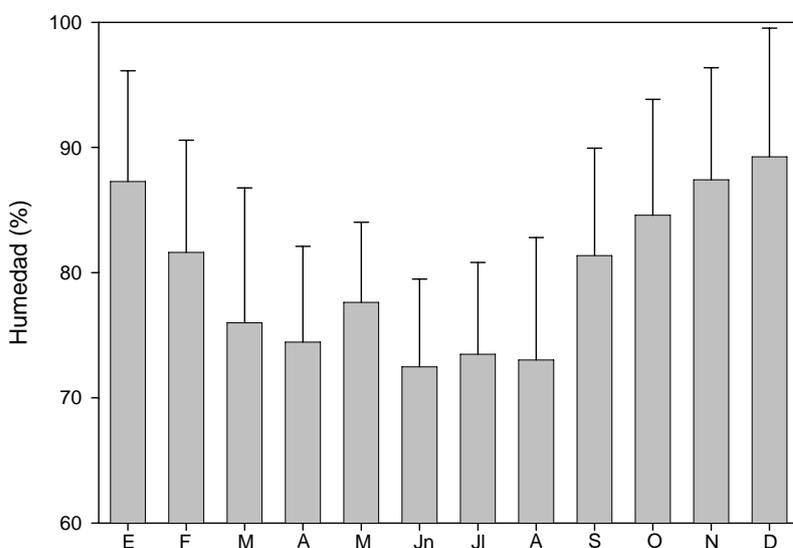


**Fig. 7.** Precipitaciones diarias y acumuladas (A) y mensuales (B) en el embalse de Sau. Durante el período 1999-2007.

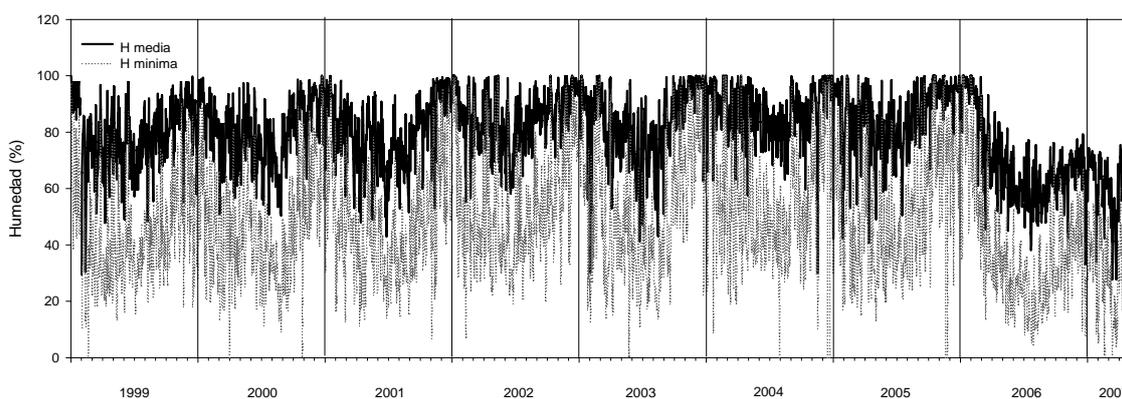


**Fig. 8.** Tendencia de la distribución de las precipitaciones promedio mensuales en el embalse de Sau. Durante el período 1999-2007.

La humedad relativa media al igual que otras variables varía en función de las estaciones del año con valores máximos durante el invierno y mínimos durante el verano (Fig. 9). La mayor humedad se registró normalmente en el mes de diciembre, con valores mayores al 90 %, mientras que los menores porcentajes se registraron durante los meses de junio, julio y agosto. Cabe destacar la disminución en la humedad en el año 2006, con un valor promedio de 68.7 % y mínimos de hasta 33 %. Entre el período comprendido entre los años 1999-2005 el valor promedio fue 82 % (Fig. 10).



**Fig. 9.** Promedios mensuales de humedad relativa en el embalse de Sau. Durante el período 1999-2007.



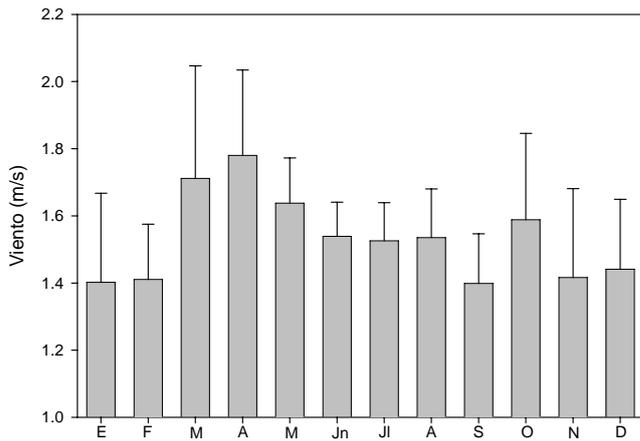
**Fig. 10.** Promedio diario de la humedad relativa en el embalse de Sau, durante el período 1999-2007.

Al igual que la temperatura, el viento está bastante influenciado por la orografía que rodea al embalse, especialmente por el hecho de que Sau está en un valle alargado y profundo, con paredes que pueden alcanzar hasta 400 m sobre el nivel medio del embalse. De acuerdo a la figura (Fig. 11), el viento sopla en el embalse de Sau con mayor intensidad, durante los meses de marzo y abril. Lo que resulta importante, ya que al ser una fuente muy importante de energía cinética turbulenta, puede generar mezcla y por lo tanto renovación de nutrientes a nivel superficial, que por ejemplo, una vez terminada la fase clara, permite nuevamente su disponibilidad para el incremento de la actividad del fitoplancton. La variabilidad diaria e interanual es alta, con rachas de viento de hasta 28.4 m/s y una media de 1.6 m/s. Durante el día el viento sopla más fuerte en horas de la tarde, concretamente entre las 15 y 16 horas (Fig. 12). El viento en el embalse de Sau, debido a su forma, fluye a lo largo de su eje principal de manera bastante cíclica. Durante la mañana y primeras horas de la tarde sopla de SW, aproximadamente entre las 8 y las 14 horas, mientras que en la noche su dirección cambia y sopla de E (Fig. 13). Estos cambios de dirección junto con la variación de su intensidad, no solo mueven y concentran las poblaciones de fitoplancton, sino que también afecta indirectamente su tamaño y su potencial de productividad en cualquier área, mediante el transporte de nutrientes, material en suspensión y posiblemente zooplancton. Además, cuando los vientos son muy fuertes pueden homogenizar verticalmente las poblaciones de fitoplancton. (Webster & Hutchinson, 1994, Marcé *et al*, 2007) y también disminuir la estabilidad térmica del embalse (Moreno-Ostos, 2004).

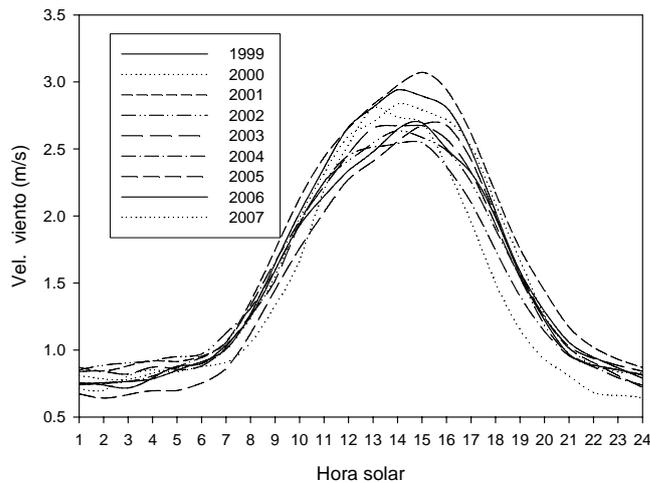
La presión atmosférica promedio fue de 966 mbar para el período 1999-2007 y se acerca bastante a la predicha por la ecuación de Burman & Pochop (1994)

$$P = 1013 - 0.1055z \quad (14)$$

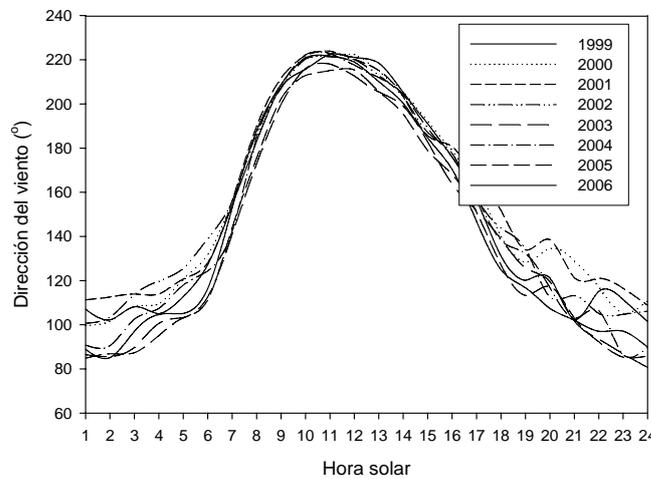
donde  $P$  es la presión en mbar y  $z$  es la altura sobre el nivel del mar en metros. Según esta ecuación y teniendo en cuenta la cota de coronación de la presa, la presión atmosférica en Sau debería ser 968.3 mbar. De acuerdo a la figura 14, las menores presiones se registran en el mes de abril, lo que explica los fuertes vientos de esta época. De la misma forma los vientos débiles del mes de enero y febrero estarían explicados por las altas presiones que se registran en estos meses (Fig. 14).



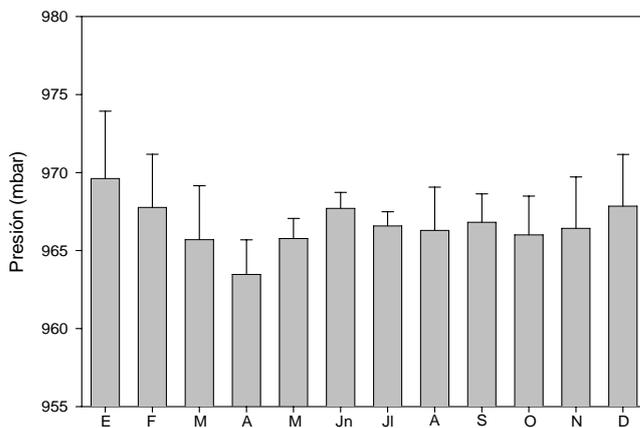
**Fig. 11.** Promedio mensual de la velocidad del viento en el embalse de Sau. Durante el período 1999-2007.



**Fig. 12.** Distribución horaria para un día promedio del año de la velocidad del viento, en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.



**Fig. 13.** Distribución horaria para un día promedio del año de la dirección del viento, en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.

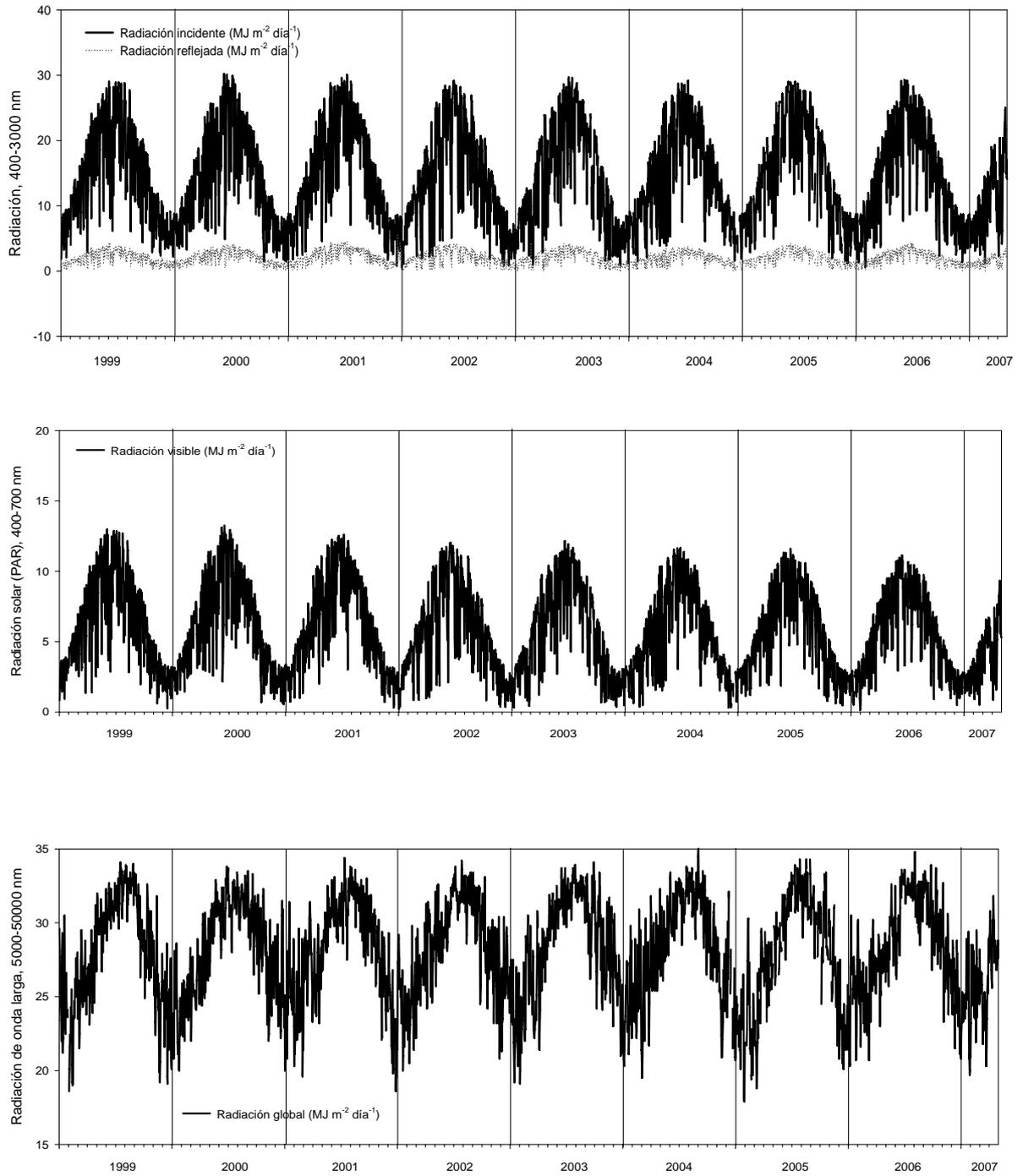


**Fig. 14.** Valores promedios de la presión atmosférica en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.

Quizás, como ya se ha mencionado, el factor meteorológico de mayor importancia en los procesos de mezcla, estratificación y producción primaria de embalses y lagos sea la variación en la radiación solar. Su impacto, mediante su absorción o disipación, en forma de calor, causa efectos en la estructura térmica de la masa de agua, originando períodos de mezcla y períodos de estratificación. Además determina en gran parte la hidrodinámica del embalse, así como el ciclo del oxígeno a lo largo del año.

El espectro de radiación electromagnética emitido por el sol, se puede dividir en tres segmentos. *Ultravioleta* que va hasta 380 nm; *luz* entre 380 y 780 nm, e *infrarrojo* para longitudes de onda superiores. El primer segmento, conformado por ondas de longitud corta, acumulan gran cantidad de energía, capaz de mover electrones fuera de sus órbitas, ionizar átomos y perturbar la base molecular de la vida y representa cerca del 9 % de la energía incidente sobre la tierra; el segundo segmento corresponde a fotones que pueden ser absorbidos e incluye la radiación fotosintéticamente activa (PAR) y representa cerca del 42 % de la energía incidente. Finalmente, el tercer segmento, representa el 49 % de la energía incidente, y esta conformado por ondas largas que son absorbidas fuertemente en las capas superiores del agua, lo que se traduce en el calentamiento del agua debido a la propagación del calor de capas superficiales a capas más profundas (Margalef, 1983).

La variación de la radiación solar que llega al embalse de Sau (radiación incidente), al igual que la temperatura, sigue una curva senoidal. Su variabilidad en zonas templadas como es la mediterránea, registra los máximos valores durante el verano, en los meses de junio, julio y agosto, mientras que los mínimos durante el invierno, diciembre, enero y febrero. El valor medio registrado para estas dos épocas fue de  $21.55 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  y  $7.44 \text{ MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$  respectivamente. La variabilidad diaria es originada por el paso de nubes y/o por polución atmosférica. Los otros tipos de radiación, como son la reflejada, visible y global, muestran exactamente los mismos patrones, con máximos en el verano y mínimos en el invierno (Fig. 15).



**Fig. 15.** Valores diarios de radiación solar incidente, reflejada, visible (PAR) y global (onda larga) en el embalse de Sau. Para el período 1999-2007.

### 4.1.2 Hidrología

Los años en los que el río Ter aportó más agua al embalse fueron el 2002, 2003 y 2004, con valores mensuales que incluso superaron los 120 hm<sup>3</sup> (Fig. 16), lo que coincide con el régimen de precipitaciones que se muestra en la figura 7. En el 2003 se registraron los mayores aportes, con un valor de 562.9 hm<sup>3</sup>. Valor similar a los promedios anuales obtenidos en los períodos 1965-1990 y 1991-1998 con 540.5 y 547.1 hm<sup>3</sup> respectivamente. Por el contrario en el 2007, se registró un aporte de tan solo 172.9 hm<sup>3</sup>; siendo así, el año con menos aportes de la historia del embalse de Sau. Por lo general las entradas de agua al embalse, ocurrieron en forma de riadas de diferentes magnitudes (Fig. 16).

Respecto al volumen, durante el año 1999 se registraron los valores más bajos de la serie, incluso menores a los registrados en 1989, lo que significa que es el año con menos agua embalsada de toda la historia del embalse de Sau (Fig. 17). De esta manera el año 1999, tuvo una cota promedio anual de 397.9 m.s.n.m. y un volumen medio anual de tan solo 53.6 hm<sup>3</sup>. En contraste, el año con más agua almacenada de la serie fue el 2004, con una cota promedio de 405.5 m.s.n.m y un volumen promedio de 117.6 hm<sup>3</sup>, es decir el doble que en el 1999 (Tabla 5). Sin embargo, estos valores anuales no reflejan la variabilidad mensual. Así, por ejemplo en octubre del 2005 el volumen del embalse era de tan solo 31.01 hm<sup>3</sup> (Fig. 18). Estos valores tan bajos llevaron a los organismos encargados de la gestión del embalse a adoptar medidas excepcionales de emergencia. Igualmente, a finales del 2007 se observan valores cercanos a los del 2005, lo que supuso el comienzo de otra época de sequía.

Variable	1965-1990	1991-1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Cota (m.s.n.m)	416.2	415.4	397.9	400.6	405.2	407.8	415.10	415.5	403.9	413.1	405.8
Superficie (ha)	466.0	474.6	302.7	325.3	371.7	392.6	469.1	473.4	354.7	446.7	372.4
Volumen (hm <sup>3</sup> )	117.0	121.7	53.6	62.7	79.0	90.0	115.7	117.6	71.6	106.8	77.2
Profundidad media (m)	25.1	25.6	17.6	19.3	21.2	22.9	24.6	24.8	20.2	23.8	20.7
Caudal entrante (hm <sup>3</sup> )	540.5	547.1	309.9	259.0	250.2	437.3	562.9	456.6	233.8	325.3	172.9
Caudal de Salida (hm <sup>3</sup> )	539.5	551.4	308.1	222.9	296.4	357.7	571.8	481.3	284.2	282.6	230.9
Tiempo de residencia (d)	79.3	94.7	63.1	94.3	104.8	83.3	77.2	91.8	100.8	128.1	139.5

**Tabla 5.** Características morfométricas e hidrológicas del embalse de Sau para el período 1999-2007.

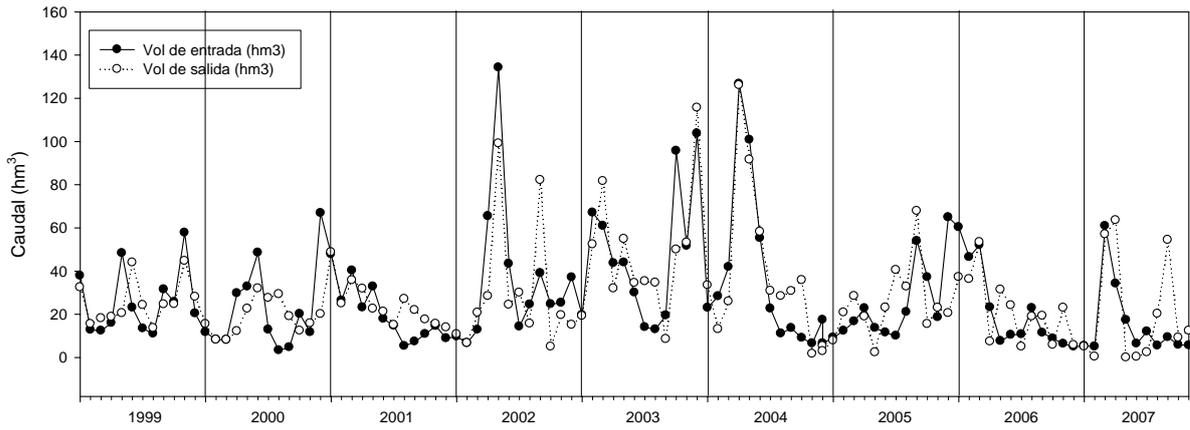


Fig. 16. Caudales mensuales de entrada y salida en el embalse de Sau. Durante el período 1999-2007

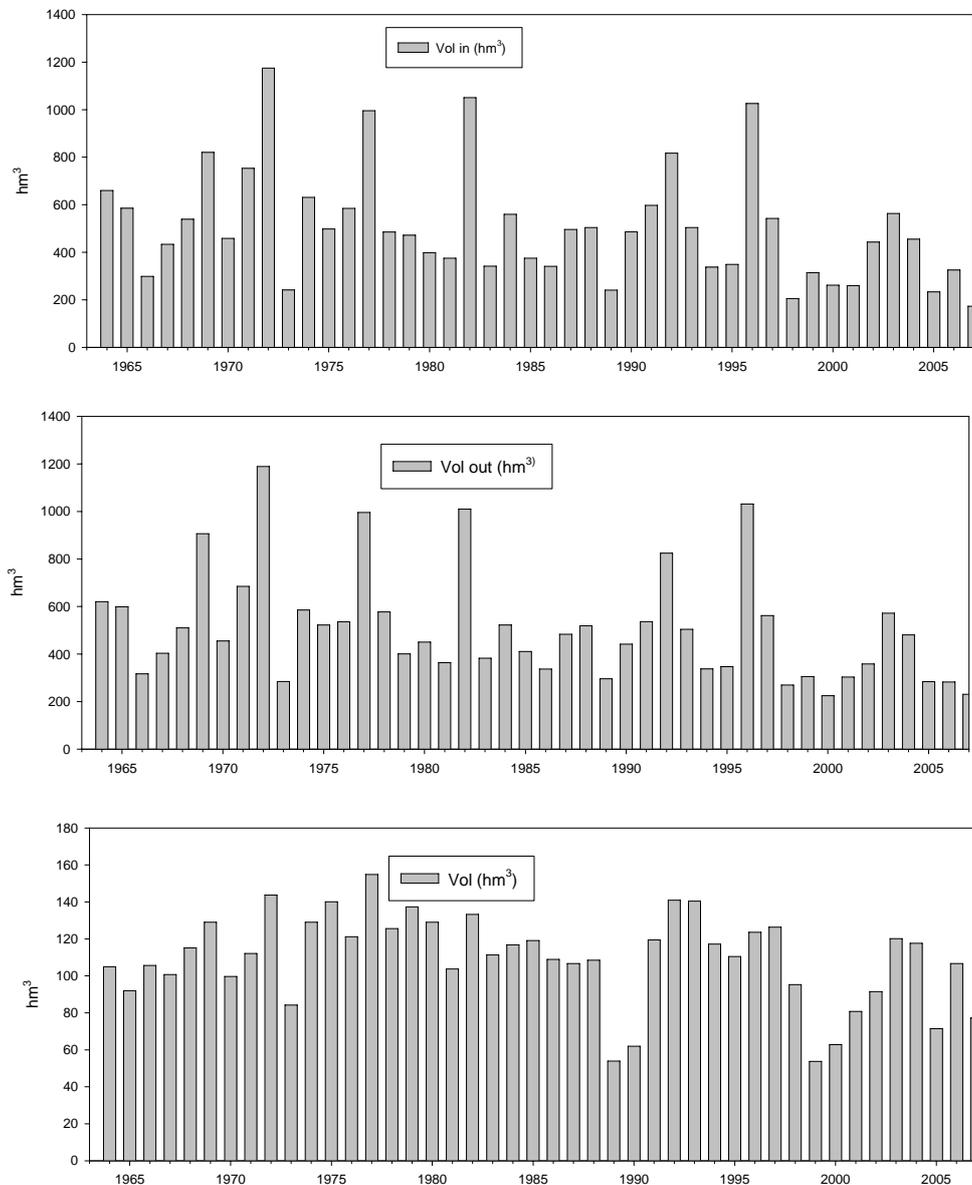


Fig. 17. Volúmenes anuales de entrada, salida y almacenados en el embalse de Sau. Durante el período 1964-2007.

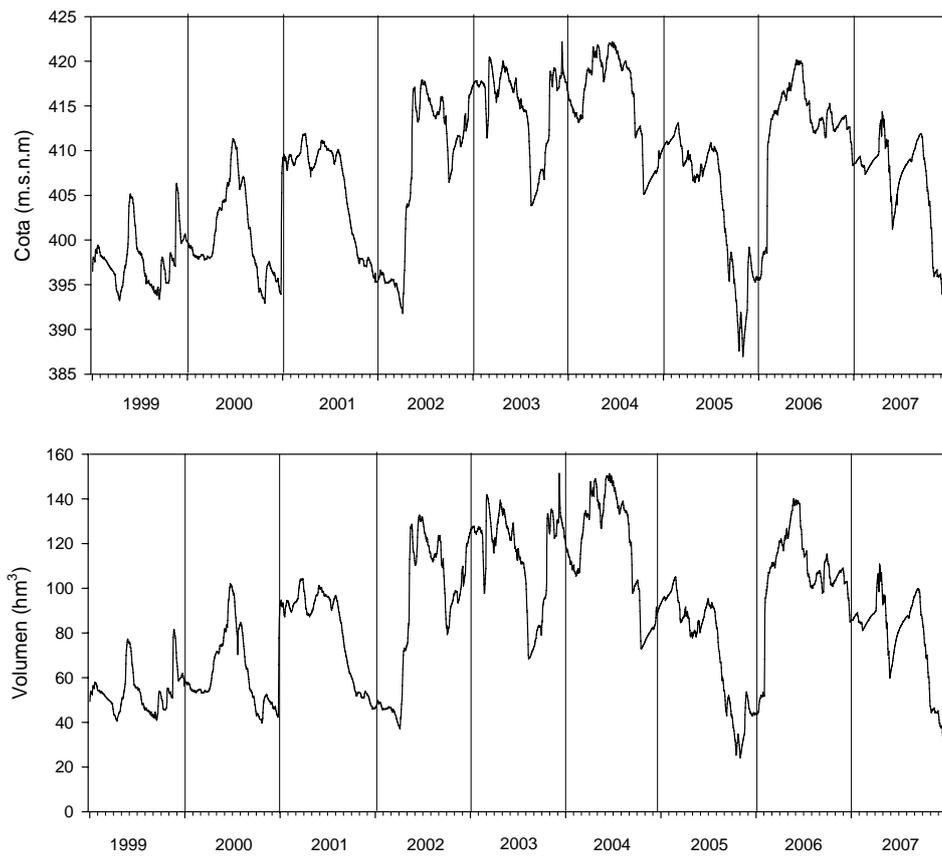


Fig. 18. Variación diaria de cota y volumen. Durante el período 1999-2007.

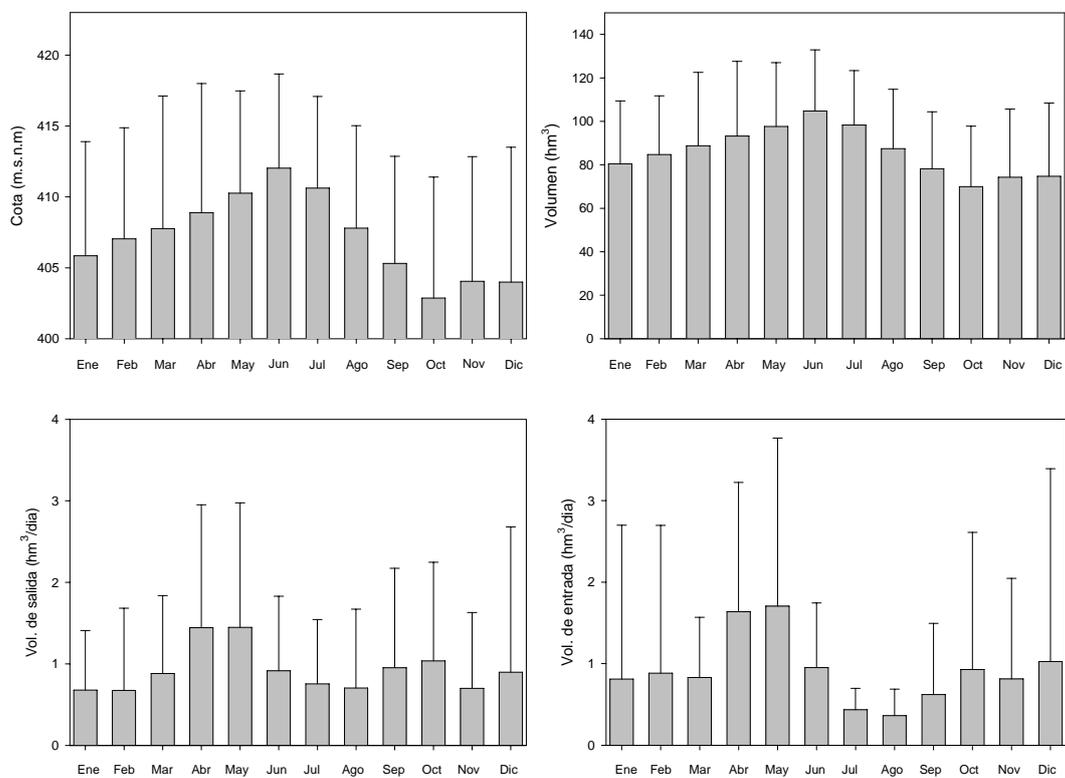


Fig. 19. Variaciones mensuales promedio de cota, volumen, caudales de entrada y de salida en el embalse de Sau, durante el período 1999-2007.

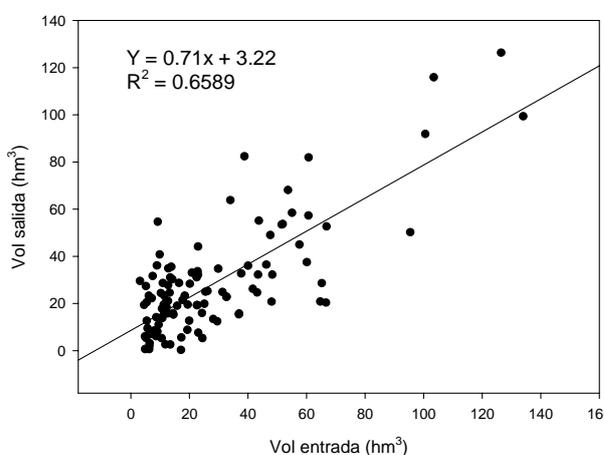
Teniendo en cuenta el régimen hidrológico promedio para el período 1999-2007 (Fig. 19), las máximas entradas de agua ocurren en los meses de abril y mayo, coincidiendo con las lluvias de primavera (Fig. 8) y con el deshielo de la nieve acumulada en los Pirineos. Como consecuencia de esto, en junio y julio se produce la máxima acumulación de agua en el embalse. Por el contrario, a finales del verano se saca más agua de la que entra, y por lo tanto hay una disminución en el volumen del embalse que dura hasta comienzos del otoño. Finalmente, en otoño, como consecuencia de las precipitaciones, que suelen ocurrir durante este período del año (Fig. 8), aumenta el caudal de entrada y por lo tanto ocurre un ligero aumento de la cantidad de agua almacenada. Es importante observar las desviaciones estándar en la figura 19, que nos indica la gran variabilidad interanual existente en las variables hidrológicas estudiadas del período estudiado. En este sentido, es importante recordar que se trata de una serie bastante larga, lo que permite evidenciar que una de las características del mediterráneo es su variabilidad climatológica.

El tiempo de residencia del agua en un embalse es una variable estadística que se utiliza para comparar la dinámica del embalse a partir de las variables hidrológicas. En este sentido, su valor es el de ofrecer una medida comparativa de la velocidad a la que se producen cambios que puedan afectar indirectamente a la dinámica de las comunidades planctónicas. Como se ha indicado su valor es relativo, ya que por ejemplo, se puede obtener un mismo valor con el embalse lleno y cargas de agua importantes (un año húmedo), como cuando el embalse está con poco volumen almacenado y poco caudal circulando a través de él.

Para el período estudiado en este trabajo, el tiempo de residencia más bajo se observó en el año 1999. Dicho valor podría llevar a pensar que ha sido un año húmedo, ya que este índice o valor es función del caudal aportado al embalse. Pero como ya se ha mencionado, el año 1999, fue el más seco de la serie histórica. Probablemente, dicho valor se debe a la gestión realizada durante este período. La cual consistió, a pesar del bajo volumen, en enviar al embalse de Susqueda casi la misma cantidad de agua que aportaba el río en ese momento, con lo cual el embalse adquirió un carácter más fluvial. Por el contrario en el 2005, un año igualmente de sequía, la tasa de residencia fue bastante más alta, debido a que el volumen del embalse en promedio era mayor. En general, observando los valores de la tabla 4, se puede decir que existe una tendencia al

aumento en la tasa de renovación, quizás debido a que los aportes del río están disminuyendo. Una valoración más precisa de la importancia del tiempo de residencia, se basa en la compartimentación del sistema acuático, Sau en este caso, de acuerdo con la estratificación térmica y el tipo de circulación del río tal y como se ha comentado en Rueda *et al* (2006).

En resumen, podemos decir que en el embalse de Sau han habido entre el 1999 y el 2007, tres períodos de sequía. El primero 1999-2000, el segundo durante gran parte del 2005 y el tercero ocurrió a finales del 2007. El primer período ocurrió debido a las bajas precipitaciones ocurridas en los tres primeros meses de estos dos años. Con un valor acumulado de 7.04 mm para los tres primeros meses del año 1999 y 0 mm acumulados en el 2000, y por lo tanto un caudal de entrada bastante limitado. En el año 2005, la ausencia de lluvias durante los meses de otoño del 2004 y la primavera del 2005, marcaron este período de sequía. Normalmente durante estas estaciones del año, ocurren fuertes precipitaciones, más o menos típicas del mediterráneo, que aumentan las aportaciones al embalse. Finalmente en el 2007, la sequía ocurrió debido a que, durante el 2006 y 2007 las entradas de agua fueron muy bajas, como consecuencia de las bajas

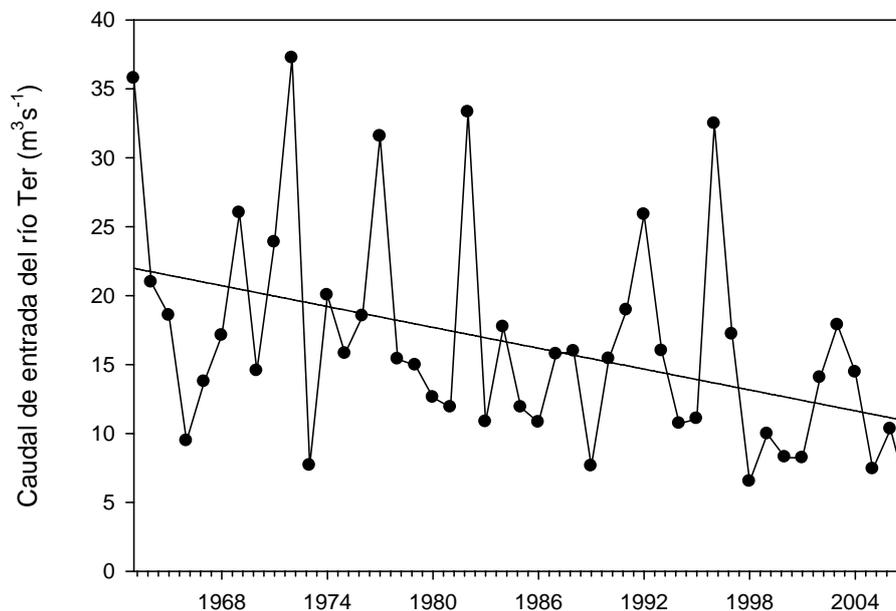


**Fig. 20.** Relación existente entre el caudal de entrada y el de salida. Durante el período 1999-2007.  $P < 0.05$ .

precipitaciones (Figs. 7 y 16). Durante estos dos años, las lluvias estuvieron concentradas en unos pocos días de los meses de enero, agosto y septiembre del 2006 y marzo del 2007. Además, no hay que olvidar que, independientemente de los aportes del río Ter, durante muchos meses del año existe un desequilibrio entre el agua de entrada y el de salida. Por ejemplo, en el año 2007 entraron al embalse 172.87

$\text{hm}^3$ , mientras que se sacaron  $230.95 \text{ hm}^3$ . La figura 20, en la que se muestra la relación existente entre el caudal de entrada al embalse y el de salida, pone en evidencia dicho desequilibrio. Aunque existe cierta relación entre el agua que entra y sale del embalse, gran porcentaje del agua que se saca depende de la demanda (abastecimiento, regadío, caudal ecológico, producción hidroeléctrica, etc.)

Las fluctuaciones del caudal del río Ter, y por lo tanto del volumen almacenado en el embalse de Sau, son en gran parte reflejo del comportamiento pluviométrico variable, típico de la zona mediterránea (Figs. 7 y 8). Es importante resaltar, que existe una tendencia a lo largo de toda la serie histórica, a la disminución en los aportes de agua (Fig. 21). Aunque no se conocen las causas reales de esta disminución algunos factores se han apuntado en Sau: el aumento de la evapotranspiración debido al incremento de la superficie forestal, la gran variabilidad en el régimen de nevadas en los Pirineos, los cambios en la frecuencia de lluvias, así como otros varios factores entre los que se incluye el efecto del cambio climático (Marcé et al, 2009).



**Fig. 21.** Promedio anual del caudal aportado por el río Ter al embalse de Sau. Durante el período 1964-2007.

### 4.1.3 Estructura térmica

De manera generalizada se sabe que los embalses y lagos tienen períodos de mezcla, en los que la columna de agua está más o menos homogenizada, tanto física como químicamente y períodos de estratificación, en los que la columna de agua está dividida en capas o estratos, debido básicamente a diferencias en la densidad del agua entre las

capas superiores y las que se encuentran más hacia el fondo. El embalse de Sau, se mezcla una sola vez durante el año y por ello ha sido definido como monomítico cálido (Armengol *et al*, 1999).

Los procesos de mezcla, están regulados básicamente por factores generadores de energía cinética (advección) y energía térmica (calor) (Ford, 1990, Wetzel, 2001). En lagos y embalses, dichos factores son principalmente el viento y la radiación solar. Sin embargo, en los embalses, los caudales de salida y entrada, la forma de la cubeta, el volumen de agua almacenada, el área superficial y el clima lumínico, también pueden ser factores importantes (Han *et al*, 2000). El embalse de Sau, por encontrarse en la zona mediterránea, está sujeto a grandes cambios de caudal y por lo tanto de volumen y por ello está afectado por la gran variabilidad interanual. Así, los períodos de estratificación y mezcla, pueden verse bastante influenciados por las características hidrológicas de cada año y de cada estación.

En la figura A-1 (Apéndice), se puede observar que la estructura térmica en el embalse de Sau se comporta de manera más o menos regular durante los primeros meses del año. Sin embargo la durabilidad del período de mezcla puede variar dependiendo de factores como: intensidad de las lluvias de otoño, nevadas en los Pirineos, pasos de frentes fríos, etc. De esta manera, se puede observar, que durante el 2003, 2004 y 2006, la estratificación perduro por más tiempo, extendiéndose incluso hasta el mes de diciembre, tal y como ocurrió durante el 2006. Además, durante estos años el hipolimnion fue más grueso y con temperaturas ligeramente más bajas que en el resto de años. Esto quizás, se puede explicar por el mayor volumen de agua almacenada registrado en estos años y por lo tanto la mayor profundidad. A mayor profundidad, la energía cinética necesaria para mezclar la masa de agua es mayor (Ford, 1990). Igualmente, durante el otoño y comienzos del invierno de los años mencionados, la temperatura del aire fue ligeramente mayor.

El 2002, también fue un año con un volumen mayor, sin embargo se mezcló antes que los años mencionados. Esto puede ser explicado por la combinación de dos factores principalmente. Los meses de octubre y noviembre, fueron bastante calidos, con una temperatura atmosférica de 2 °C más que en años anteriores. Esto hizo que la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo del embalse a mediados del mes de

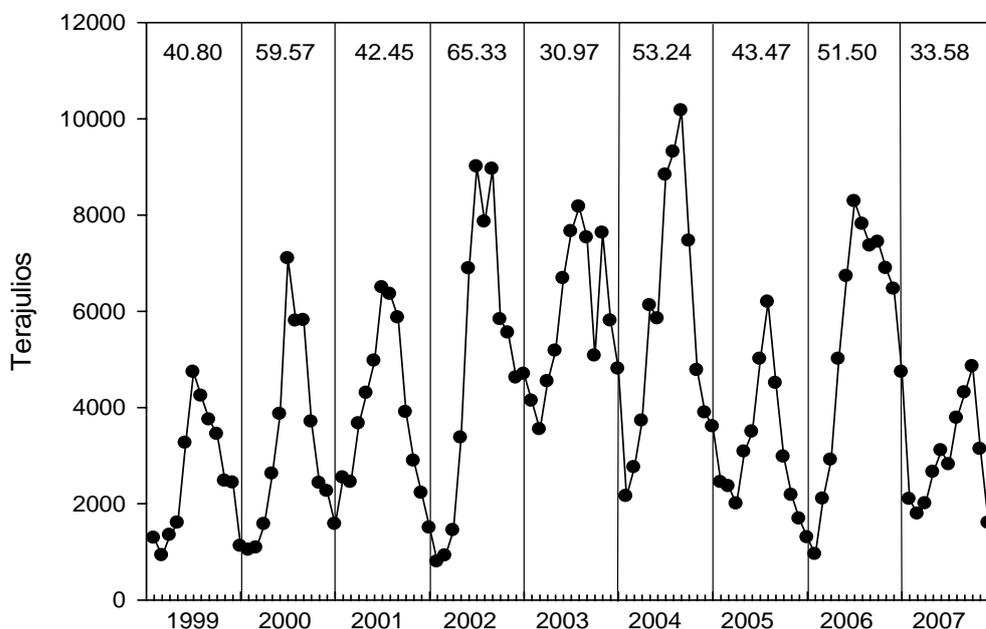
noviembre fuera de tan solo 2 grados, con lo cual la estabilidad térmica fue más débil. A esto, se sumó la acción de rachas de vientos que ocurrieron a finales de octubre, con velocidades que superaron los 6.5 m/s, que probablemente generaron suficiente energía cinética para mezclar toda la columna. Se puede observar en la figura A-1 (año 2002), como la primera isolínea correspondiente a la columna ya mezclada, tiene una temperatura mayor que en otros años, 10 °C; como resultado de la mezcla generada por el viento y no por hundimiento de epilimnion, como en otros años.

Por el contrario, en 1999 y 2005 la estratificación, aunque fue muy marcada durante los meses de verano, no perduró por tanto tiempo como en los años hasta ahora mencionados. Esto probablemente se debió, a la poca profundidad del embalse durante esos dos años, que facilitó que la energía cinética proveniente del viento y de algunas precipitaciones y riadas, típicas del otoño, penetraran más fácilmente toda la columna del agua, rompiendo los diferentes estratos. Finalmente, la perdurabilidad de la estratificación durante el año 2000, 2001 y 2007, se podría atribuir probablemente a los altos valores promedio en los tiempos de residencia (Tabla 4). Han *et al* (2000), encontraron que, en el momento de máxima temperatura superficial en el embalse de Sau, la diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo se incrementaba, al incrementarse el tiempo de residencia.

#### **4.1.4 Contenido de calor y estabilidad térmica**

Como ya se ha comentado repetidas veces, una de las principales fuentes, directas de energía en los embalses, es la radiación solar. Gran parte de esta energía es absorbida por el agua transformándose en calor, que es acumulado por el embalse en función de su área superficial. De manera indirecta, los aportes del río también pueden ser una fuente de calor. Por ejemplo, en Sau durante la primavera; el río se calienta más rápidamente que el agua del embalse, lo que implica una inyección de calor en las capas superficiales del embalse. Y durante el verano, el agua que entra al embalse es más fría que la que sale (Han *et al.*, 2000), con lo cual el sistema se comporta como una trampa de calor. Por otra parte, el agua del embalse también pierde calor, y puede ocurrir cuando la

atmósfera esta más fría que la superficie del agua, o simplemente por evaporación (Margalef, 1983), entre otras razones.



**Fig. 22.** Evolución mensual de la cantidad de calor durante 1999 al 2007. Arriba se indica el balance Birgeano ( $Wm^{-2}$ ) para cada uno de los años estudiados, el cual indica el calor intercambiado entre el agua y la atmósfera por unidad de superficie.

Sau presenta una curva anual de la evolución del contenido de calor con una tendencia muy regular (Fig. 22). Así el máximo de calor acumulado se observa en julio y agosto, mientras que el mínimo se observa en diciembre, enero y febrero. Aunque hay variaciones entre los diferentes años de la serie, estas son consecuencia del volumen acumulado. Así, en los años más secos, 1999, 2005 y 2007, el calor acumulado en Sau, fue menor. Por el contrario los años más húmedos, acumularon mayor cantidad de calor. El calor intercambiado entre el embalse y su entorno, por unidad de superficie, se denomina *Balance Térmico Birgeano* (Wetzel & Likens, 2001, Armengol *et al*, 2005) y sigue en parte, el mismo patrón descrito para el calor acumulado. Los años más secos, 1999, 2005 y 2007, presentan los valores más pequeños, ya que hay menor volumen de agua para acumular calor. No obstante hay excepciones y en el año 2003, que fue húmedo, el calor intercambiado, fue de tan solo  $30 W m^{-2}$ , el menor de los 9 años estudiados (Fig. 22). Probablemente, esto se puede explicar, por el hecho de que durante los meses de septiembre y octubre de este año se extrajeron cerca de  $30 hm^3$ , lo cual

significa una pérdida de calor acumulado importante y por ello un menor intercambio con la atmósfera.

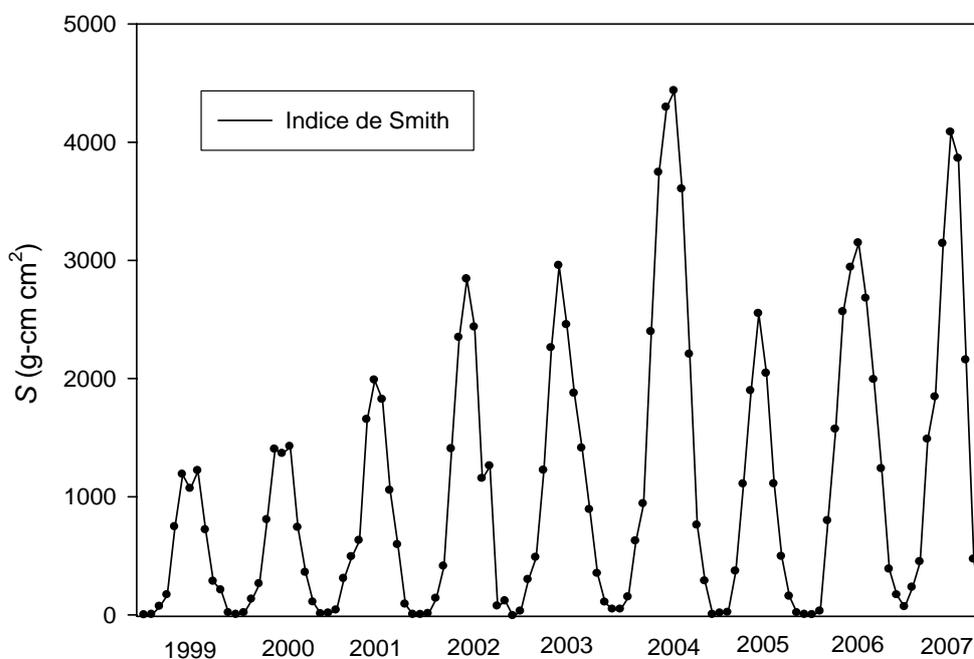
De acuerdo a Idso (1973) y Wetzel (2001), la estabilidad térmica se puede definir como la resistencia de la columna de agua, cuando esta estratificada, a ser mezclada y homogenizada. Y se puede medir de dos maneras, obteniendo resultados a diferente escala. La primera, mediante el cálculo de  $S$  (Hutchinson, 1957, Wetzel & Likens, 2001), con la que se consigue de manera más general, establecer la resistencia inercial a una mezcla completa de la columna de agua, derivada de la existencia de gradientes de densidad. Y la segunda, mediante el cálculo de la frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N$ ), con la que se consigue observar la resistencia que puede tener una capa a una profundidad determinada de la columna de agua, a mezclarse con una capa inferior o superior (Moreno-Ostos, 2004, Armengol *et al*, 2005). La máxima estabilidad térmica en los embalses se da en los meses de verano, cuando la diferencia de densidad entre estratos es mayor y por lo tanto los procesos de mezcla son menos probables.

Al igual que con la mayoría de variables que hemos analizado hasta ahora, el volumen del embalse parece jugar un papel muy importante en la estabilidad térmica. En los años 2002, 2003, 2004 y 2006, años con volúmenes de agua elevados, la estabilidad térmica de acuerdo al valor de  $S$ , es claramente mayor que en el resto de los años. Sin embargo, el 2007, año con un bajo volumen de agua, se sale de este patrón. Con un valor de  $S$  de  $4081.35 \text{ g-cm cm}^{-2}$ , muy cercano a  $4432.6 \text{ g-cm cm}^{-2}$  del 2004 (Fig. 23). Esto puede ser consecuencia, de los tiempos de residencia elevados, registrados durante este año, que como habíamos mencionado anteriormente, permitieron el establecimiento de una estabilidad térmica bastante fuerte.

Como se puede ver en la figura 24 los valores de  $N$  aumentan a medida que se acerca el verano, lo que indica que la estabilidad térmica se incrementa, como consecuencia de un aumento en la estratificación térmica. En Sau, los máximos valores se alcanzan entre agosto o septiembre y ocasionalmente en octubre. Esto ocurre, dependiendo básicamente de factores meteorológicos, como la velocidad y variabilidad del viento, la temperatura atmosférica, el tiempo de residencia y la gestión que se realice del embalse. Así por ejemplo, en el 2005, el máximo valor de  $N$  se obtuvo en el mes de octubre,

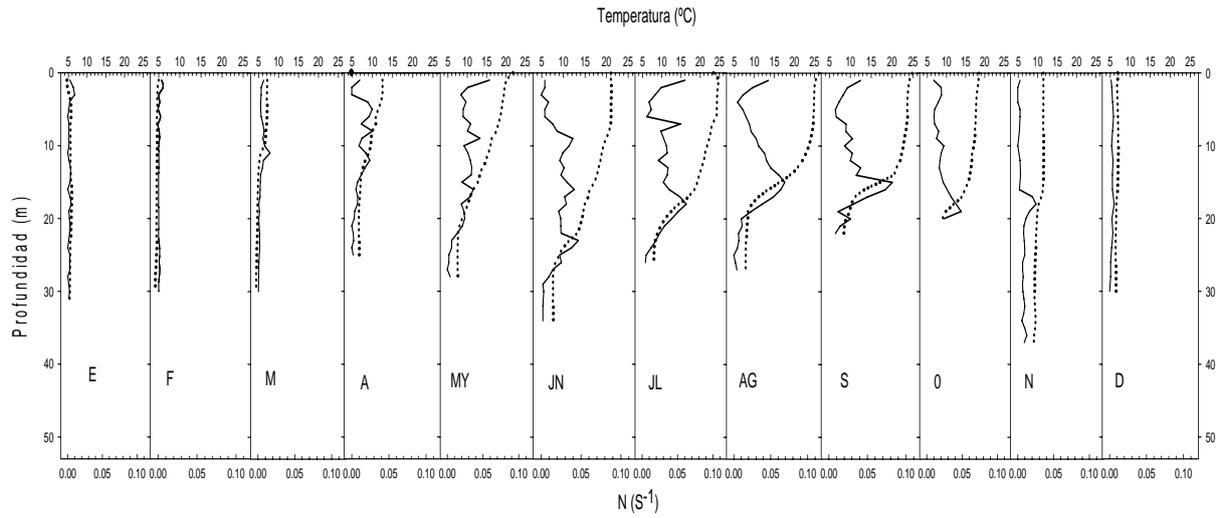
debido a un tiempo de residencia alto, combinado con un volumen bastante bajo del embalse.

En general, en el período 1999-2007, la profundidad a la que se ubicó la máxima estabilidad, de acuerdo a  $N$ , registró una gran variabilidad. Sin embargo, durante los primeros meses del verano (junio y julio), la tendencia fue a estar entre los 5 y los 12 metros de profundidad aproximadamente. A medida que avanzaba el verano, se observa que el máximo valor de  $N$  tendió a desplazarse hacia el fondo, junto con el metalimnion. Finalmente, con el enfriamiento del epilimnion en el otoño, la estabilidad térmica muestra una disminución llegando a su valor mínimo en el mes de diciembre.

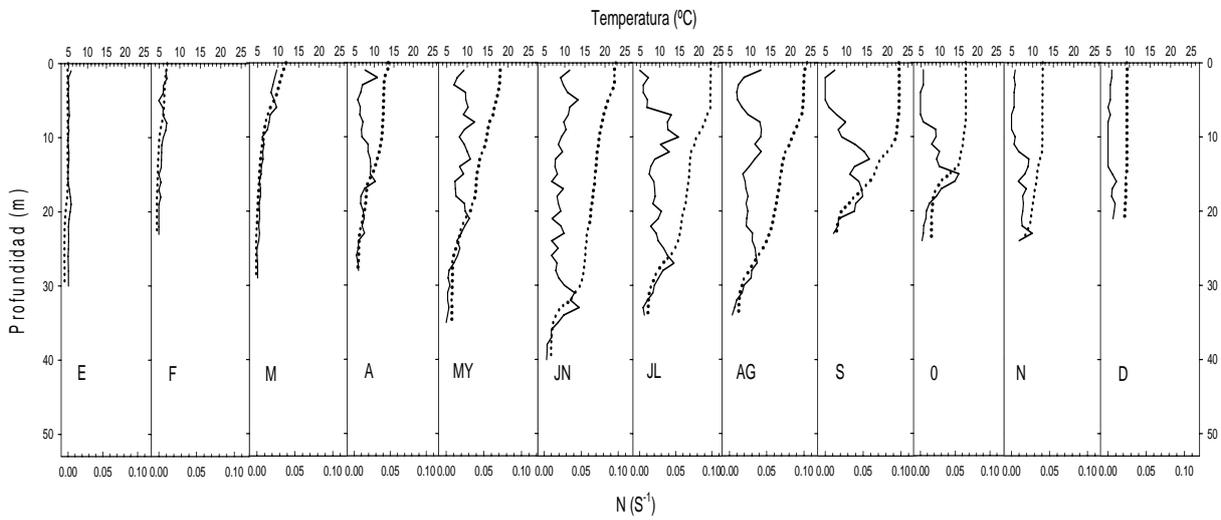


**Fig. 23.** Valores de estabilidad térmica en el período 1999-2007, de acuerdo al índice de Smith ( $S$ ). El cual cuantifica la resistencia inercial a mezclarse completamente.

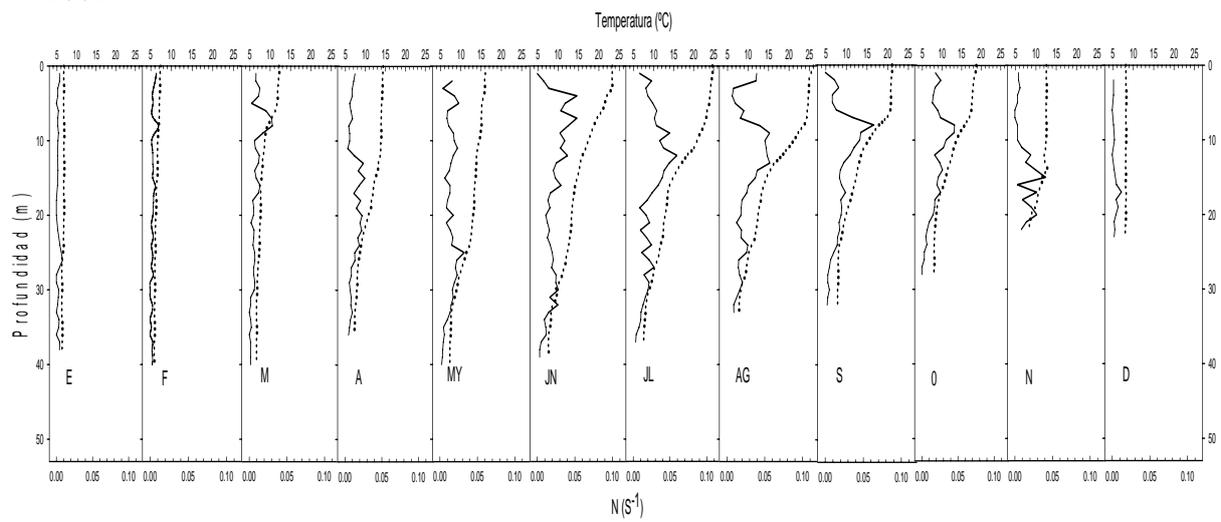
1999



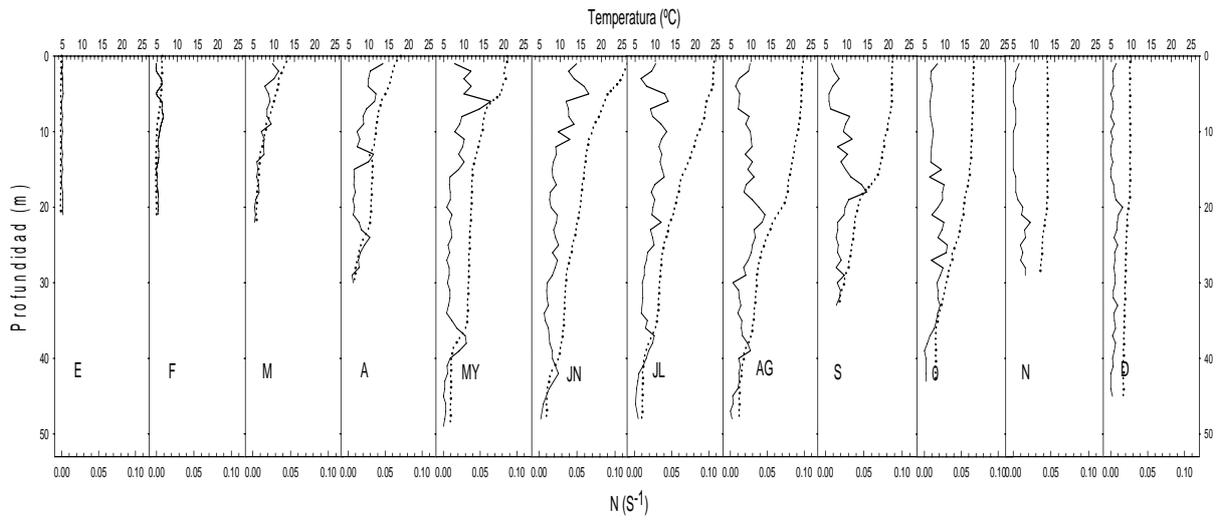
2000



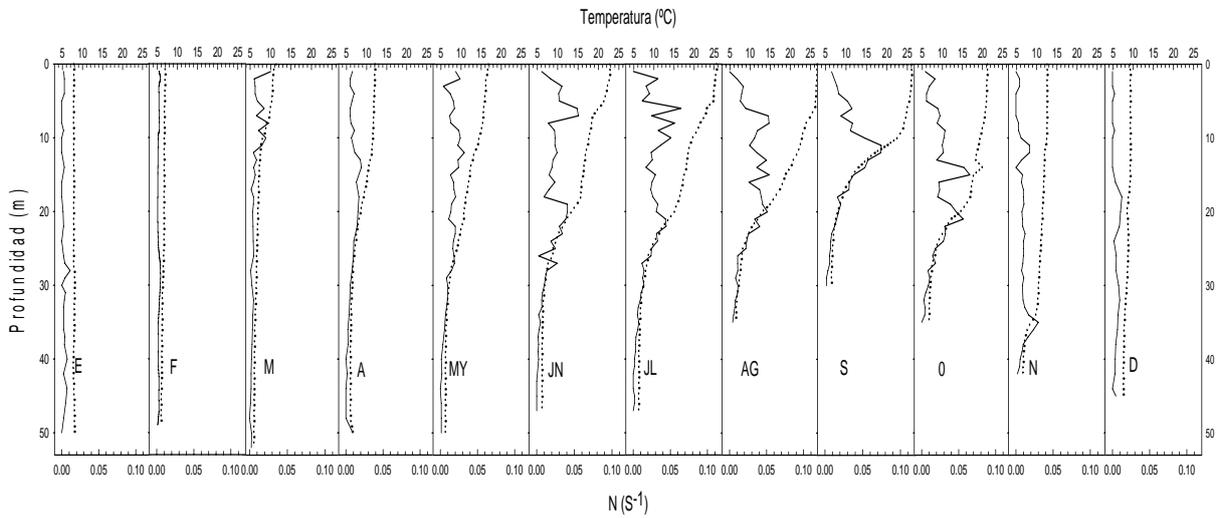
2001



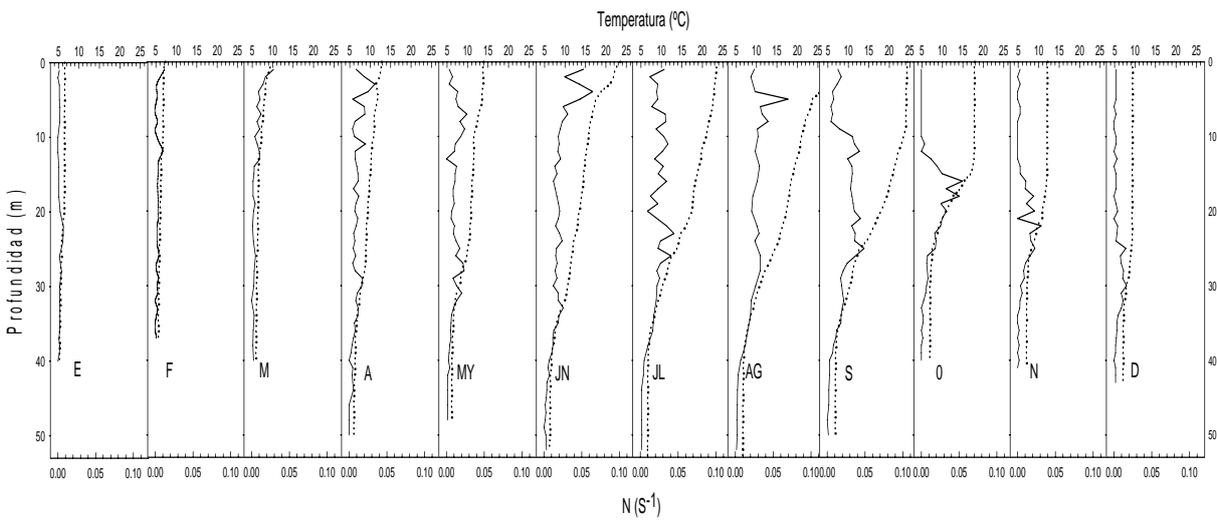
2002



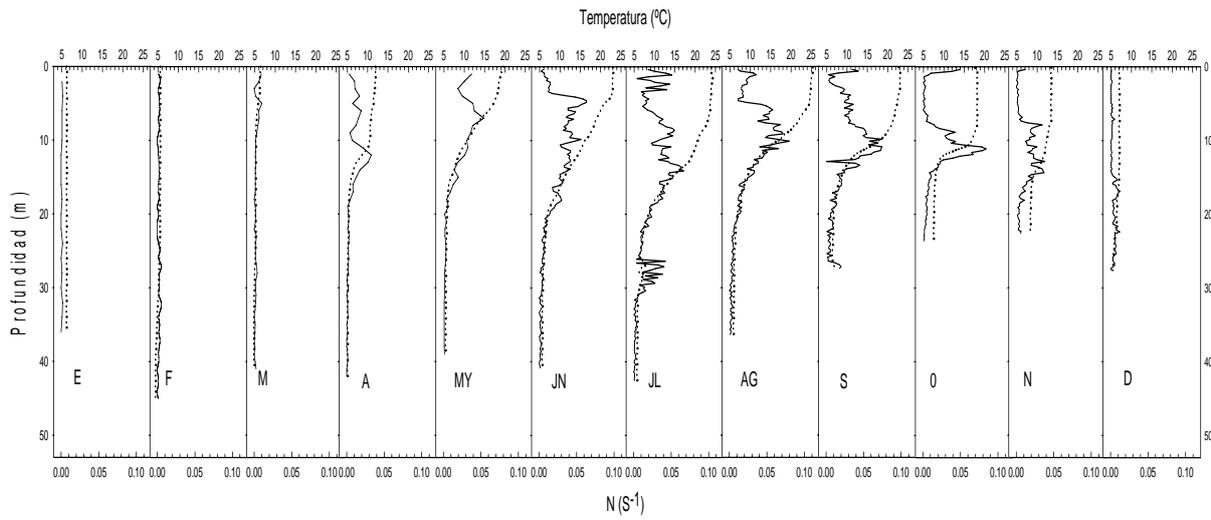
2003



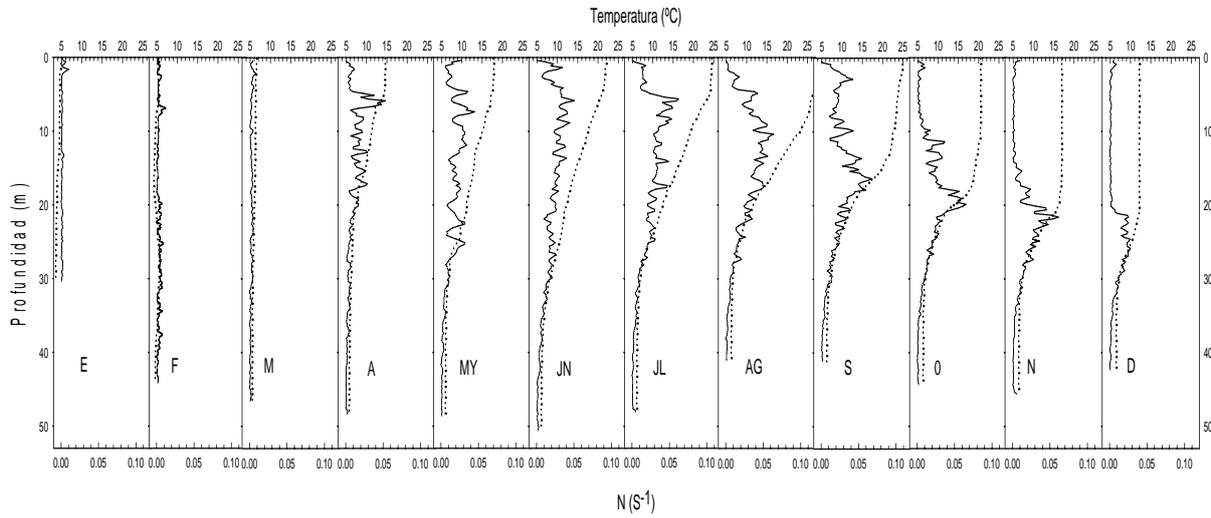
2004



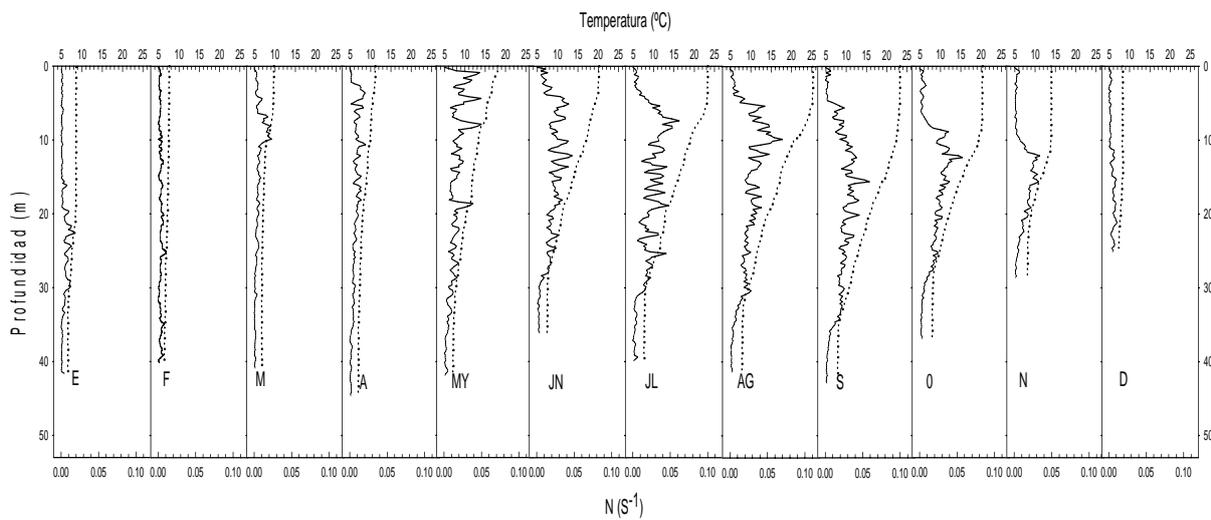
2005



2006



2007



**Fig. 24.** Evolución mensual de la frecuencia Brünt-Väisälä ( $N$ ) y temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), en el período 1999-2007.

## 4.1.5 Limnología física y química

### 4.1.5.1 Oxígeno disuelto

El patrón de distribución del oxígeno disuelto en los embalses, está íntimamente ligado a su ciclo térmico anual y su hidrodinámica (Kalf, 2002; González, 2008). De esta manera, durante el período de mezcla, el oxígeno tiende a distribuirse uniformemente en toda la columna de agua. Por el contrario, durante el verano, cuando la estabilidad térmica es mayor, la concentración de oxígeno es máxima en el epilimnion, y disminuye en el hipolimnion en función de la cantidad de materia orgánica alóctona o autóctona que llega desde las capas superiores, y puede llegar a ser cero cuando hay mucho aporte orgánico. En este caso se habla de embalses eutróficos o hipereutróficos.

La hidrodinámica del embalse de Sau está determinada como ya se ha mencionado, por los procesos de mezcla y estratificación; pero además, por las diferencias de temperatura que se establecen a lo largo del año entre el río y el embalse. Tal y como lo menciona Armengol *et al.* (1999) y Rueda *et al.* (2006), en el mes de noviembre, cuando comienza el invierno, el río Ter se enfría rápidamente, coincidiendo con las lluvias del otoño y las primeras nevadas de los Pirineos, con lo cual a partir de este momento el río circula por el fondo del embalse. Cuando llega la primavera a mediados de febrero, el río gana calor por insolación con mayor rapidez que el embalse, por lo cual el agua del río circula superficialmente. Y finalmente, al llegar el verano, cuando el embalse ha acumulado calor suficiente, la circulación del río es intermedia.

Los aportes de agua del río al embalse, generan cambios en la distribución del oxígeno, tanto horizontal como verticalmente (González, 2008). Normalmente, el río entra al embalse ubicándose a la profundidad donde la temperatura del embalse es similar. Si el río entra más frío y cargado de altas concentraciones de oxígeno, como ocurre en el invierno en el embalse de Sau (Armengol *et al.*, 1999; Rueda *et al.*, 2006; Marcé *et al.*, 2007; González, 2008), éste se hunde circulando por el fondo, y de esta manera aporta

oxígeno al metalimnion y/o al hipolimnion. Si, por el contrario el río va cargado de materia orgánica, como ocurre cuando hay riadas, éste puede ocasionar la disminución de la concentración del oxígeno en cierto estrato del embalse; lo que es consecuencia de la demanda de oxígeno generada por la materia orgánica acumulada en dicho estrato (Cole & Hannan, 1990). A nivel superficial, el efecto del río no se observa claramente, ya que normalmente en el epilimnion se encuentra el máximo de saturación de oxígeno, sin embargo el aumento de nutrientes provenientes del río puede generar la proliferación de fitoplancton en un determinado momento, que producirá a su vez un aumento en la concentración de oxígeno disuelto.

La gestión que se realice en el embalse, influye de manera importante en la hidrodinámica del embalse y por lo tanto en el patrón de oxígeno. La utilización de compuertas de extracción superficiales, incrementa el tiempo de residencia del hipolimnion, con lo cual, con el paso del tiempo, el oxígeno hipolimnético es consumido por procesos oxidativos, respiración animal, respiración de plantas durante la noche que han sedimentado bajo el punto de compensación o por respiración bacteriana (Hutchinson, 1957). Si por el contrario, el agua es extraída por el fondo; el hipolimnion es renovado con agua superficial oxigenada, dando lugar a una homogenización en la concentración de oxígeno en la columna del agua. Además, gran parte de la materia orgánica acumulada es eliminada del embalse junto con el agua hipolimnética, disminuyendo la demanda de oxígeno. El uso de compuertas intermedias, también pueden generar un aumento en la concentración de oxígeno metalimnético, al ser remplazada el agua con menos oxígeno de esta capa, por agua más superficial. Sin embargo esta extracción intermedia también puede generar corrientes intermedias que arrastren agua del fondo, generando una capa de agua con poco oxígeno a nivel de la compuerta y un aumento en su concentración justo por debajo de ésta (Cole & Hannan, 1990).

El viento genera perturbaciones a nivel superficial, que pueden incrementar la concentración de oxígeno en el epilimnion. Y puede ser por simple intercambio con la atmósfera o por su homogenización. Lo cual, incrementa la disponibilidad de nutrientes en la capa fótica y por lo tanto la producción primaria (Cole T, 1990; Webster *et al*, 1994),

Como se acaba de comentar, el oxígeno puede variar en función de la producción primaria. Cuando la tasa de producción es elevada, por lo general el agua superficial se satura de oxígeno. Esto suele ocurrir durante la primavera y comienzos del verano, en días soleados y sobretodo hacia el medio día, cuando la radiación solar es máxima y es aprovechada por el fitoplancton para realizar la fotosíntesis. Sin embargo, cuando la radiación es demasiada alta, puede inhibir o disminuir la fotosíntesis en ciertas especies de algas en la superficie, lo que las obliga a desplazarse a profundidades donde las condiciones de luz sean óptimas (Kirk, 1994), con lo cual el máximo de oxígeno no está en la superficie, sino más abajo. También puede ser mayor la concentración de oxígeno en el límite epilimnion-metalimnion. Y ocurre cuando algunos tipos de algas, se ubican justo encima del metalimnion, donde existe mayor cantidad de materia orgánica en suspensión y por lo tanto de nutrientes, debido al brusco cambio de densidad que hay entre el epilimnion y el hipolimnion (Wetzel, 1966).

De acuerdo a lo que se ha comentado, la distribución vertical del oxígeno en el embalse de Sau, en gran parte está determinada por los procesos de mezcla y estratificación. Así, de manera generalizada y si no hubieran factores diferentes al régimen térmico, se puede observar una distribución más o menos uniforme en toda la columna de agua entre los meses de diciembre y febrero (Fig. A-2); como consecuencia de la mezcla invernal. En el mes de febrero o marzo, cuando llega la primavera, la temperatura y la disponibilidad de la luz aumentan, generando un aumento en la producción primaria, que oxigena los primeros metros de la columna. A medida que aumenta la temperatura, la concentración de oxígeno disminuye gradualmente con la profundidad. Así, en Sau cuando llega el verano se observa claramente la formación de una delgada capa hacia los 10 m de profundidad, la oxiclina, que en algunos casos puede coincidir con la termoclina. Dicha capa, que puede perdurar hasta octubre o noviembre, separa el agua epilimnética, rica en oxígeno, de la hipolimnética, con tendencia a la anoxia. La formación de estos dos estratos está influenciada por el uso generalizado de la segunda compuerta en la extracción de agua, que se encuentra ubicada a 37 metros del fondo. Al llegar el otoño, los gradientes de densidad se debilitan, con lo que la acción del viento y las lluvias otoñales incrementan la mezcla de la columna de agua, y la homogenización en la concentración de oxígeno.

Este patrón generalizado de distribución vertical del oxígeno, descrito anteriormente, varía durante el año por diferentes razones en el embalse de Sau. Los vientos y lluvias de otoño y primavera, determinan la cantidad de oxígeno que habrá en la columna durante el período de mezcla y en gran parte del verano a nivel hipolimnético. Por esta razón y de acuerdo a González (2008), se observa en Sau, que en los veranos que han estado precedidos por importantes entradas de agua, durante el otoño y/o primavera, (Fig. 16, años 2002, 2003, 2004 y 2006), el hipolimnion presenta una capa intermedia, con una alta concentración de oxígeno que puede perdurar hasta mediados de septiembre (Fig. A-2, años 2002, 2003, 2004 y 2006).

El poco volumen de agua en el embalse, como se comentaba en el apartado de estratificación térmica, puede facilitar el efecto del viento y la lluvia en los procesos de mezcla y homogenización de la columna de agua. Así, por ejemplo en 1999 y 2005, se observa la mezcla anticipada de toda la columna a mediados de noviembre.

Cabe destacar, el período comprendido entre el 2006-2007 (Fig. A-2). En el que no se mezcló la columna de agua y por lo tanto la anoxia en el hipolimnion fue permanente. Este comportamiento, típico de un sistema meromíctico, se debió a la ausencia de lluvias y a los vientos débiles durante el otoño del 2006 y la primavera del 2007, al igual que a la alta temperatura atmosférica registrada durante los meses de otoño e invierno del período 2006-2007, que en octubre y noviembre llegó a ser dos grados más elevada que la media para el período estudiado.

Es importante también destacar, los bajos valores de oxígeno al final del 2007 en toda la columna de agua. A mediados de diciembre los valores no superaban los 2 mg/L de oxígeno disuelto. Esto se puede explicar por que, como se mencionaba anteriormente, el embalse no se mezcló en el período 2006-2007, con lo cual no hubo renovación de nutrientes en el epilimnion y por lo tanto la producción primaria fue muy baja durante el período estival, debido básicamente al agotamiento de nutrientes. Por lo tanto la oxigenación del epilimnion fue mínima. A esto se le sumó los bajos aportes del río durante el otoño, que no incrementaron la concentración de oxígeno en la columna de agua, en el momento de la mezcla.

#### **4.1.5.2 Composición química del agua.**

La composición química del agua en el embalse de Sau, es en gran parte consecuencia de las características de sus tributarios y de la cuenca a la que pertenecen. El río Ter y su cuenca de drenaje están mayoritariamente sobre suelos de tipo calcáreo, con lo cual el agua que aporta al embalse es rica en bicarbonato cálcico (Sabater *et al.*, 1992). Los mayores aportes de nutrientes al río se deben al efecto antrópico a lo largo de su recorrido; diversas industrias, cultivos, ganadería porcina y ciudades son las principales fuentes (Armengol *et al.*, 1986; Vidal & Om, 1993; Armengol *et al.*, 1999; Marcé *et al.*, 2004).

##### ***4.1.5.2.1 Composición iónica y conductividad***

La composición de sales disueltas en el agua de Sau esta determinada principalmente por los componentes iónicos mayoritarios, entre los que destacan los aniones cloruros, sulfatos y las principales formas de carbono inorgánico disuelto, y los cationes calcio, magnesio, sodio y potasio. Mientras que los carbonatos, bicarbonatos, calcio y magnesio provienen mayoritariamente de la cuenca, el cloruro y el sodio se originan como consecuencia de la actividad humana. El sulfato puede tener ambos orígenes, ya que hay afloramientos de margas con yesos en la cuenca que pueden aportar este anión y a su vez puede provenir de la descomposición de la materia orgánica producida por la actividad del hombre y que es vertida en forma de aguas residuales al río Ter (Armengol *et al.*, 2005). Todas estas sales pueden mostrar cierta variabilidad temporal y espacial en su concentración, debido a variaciones en el caudal del río, riadas, vertidos provenientes de las depuradoras, variaciones en el volumen del embalse y debido a procesos químicos y biológicos que se desarrollan al interior del embalse.

El conjunto de estos iones se pueden estimar de una forma aproximada por la conductividad. Como ya se ha indicado la conductividad eléctrica del agua está estrechamente relacionada con el tipo y concentraciones de los componentes iónicos mayoritarios. Debido a que los procesos que tienen lugar en el río y el embalse son

diferentes, los valores de conductividad no tienen por qué ser iguales. Así por ejemplo durante el período de lluvias, el Ter aporta agua muy diluida y por el contrario cuando hay poco caudal la conductividad aumenta. Esta propiedad se ha utilizado con éxito para diferenciar el movimiento del río dentro del embalse tal y como se comenta más adelante.

Observando la figura A-3, se puede observar que la variabilidad de la conductividad comparando los 9 años estudiados, es bastante alta y casi siempre en función de los aportes del río, sin embargo se pueden observar algunas regularidades. Así, durante los meses de verano, cuando hay una mayor actividad fotosintética, se aprecia un descenso significativo en la conductividad a nivel superficial. Esto ocurre, porque en esta época del año la solubilidad del  $\text{CO}_2$  es menor, debido a las altas temperaturas y a que gran parte del  $\text{CO}_2$  epilimnético es utilizado por las algas para realizar la fotosíntesis, lo cual a su vez da lugar a la precipitación de  $\text{CaCO}_3$  (Wetzel, 2001). De manera contraria se observa que en el hipolimnion la conductividad aumenta, debido a la precipitación de  $\text{CaCO}_3$  proveniente del epilimnion y al aumento de  $\text{CO}_2$ , debido a la respiración. Las condiciones de pH, temperatura y conductividad facilitan que el carbonato de origen superficial se convierta rápidamente en bicarbonato.

Durante los primeros meses del año, se observa de manera generalizada, que la conductividad es más homogénea en toda la columna de agua y con valores ligeramente mayores que los observados durante el verano. Esto responde a los procesos de mezcla y a la acumulación de nutrientes proveniente de los aportes del río, que normalmente son mayores durante el otoño y comienzos de la primavera. Gran parte de esta agua proviene del deshielo en los Pirineos, lo cual significa un incremento en la concentración de sales disueltas.

En algunos años, durante el período de estratificación, se observa un ligero aumento en los valores de conductividad entre los 10 y los 20 metros de profundidad, aproximadamente. Dicho aumento, está explicado por la circulación intermedia del río, que es la que predomina durante esta época del año (Armengol *et al*, 1999). Este comportamiento es más claro en los años en los que la estratificación es más fuerte, años 2000, 2001, 2003 2004, 2006 y 2007, ya que esto facilita que el río circule a nivel de la termoclina.

Desde el punto de vista de la conductividad, el 2006 fue un año bastante diferente. En este año la conductividad fue mucho más baja. Lo cual puede haber sido consecuencia del bajo caudal del río desde la segunda mitad del año 2005 (Fig. 16) y a la ausencia de nieve en los Pirineos que no aportó el agua del deshielo rica en sales disueltas.

Los cloruros y sulfatos, aunque de forma general, se encuentran en menor proporción, respecto a las diferentes formas de carbono inorgánico disuelto (Wetzel, 2001), también contribuyen a la conductividad. Los cloruros son, en zonas donde hay actividad humana, producto de la contaminación, con lo cual, su variabilidad a lo largo del año está sujeta a los vertidos que se realizan al río en los núcleos urbanos, industriales o agrícolas y su presencia en concentraciones importantes, pueden llevar a la aparición de compuestos organoclorados, que son altamente tóxicos, como los halometanos en el embalse de Sau. (Vidal & Om, 1993). A pesar de que en algunos años se observa un comportamiento similar entre el cloruro y la conductividad, no existe un patrón claro a lo largo del año (Figs. A-3 y A-4). En todo caso, se observa una mayor concentración de cloruro a nivel del hipolimnion, lo cual es el resultado de los aportes del río durante la circulación profunda e intermedia. De igual manera, durante el otoño de algunos años (2001, 2004 y 2006), se observa un incremento en los valores de cloruro a nivel superficial e intermedio, debido al incremento de caudal que ocurre normalmente en esta época. Al igual que los aportes del río pueden incrementar la concentración de sales a determinadas profundidades, también pueden tener el efecto contrario, dilución, cuando en lluvias sucesivas hay un efecto de lavado de la cuenca y disminuye la concentración de sales disueltas que lleva el río. Así, en los años 2002, 2003 y 2004, se observan valores más bajos en la concentración de cloruro, debido a los aportes primaverales, que en estos años fueron mayores que en el resto de la serie estudiada. Esto mismo fue observado por Vidal & Om (1993), al comparar años secos y húmedos.

Los sulfatos, contrariamente a los cloruros, no son iones de carácter conservativo, si no que están influenciados por cambios del potencial de oxido-reducción, a través de la fotosíntesis y la actividad bacteriana (Hutchinson, 1957; Wetzel, 2001). En Sau su origen proviene de la disolución de margas yesíferas en algunas partes de la cuenca y de los aportes de materia orgánica de origen antrópico a través de aguas residuales. En la figura A-5, se observa que durante el período estival, hay una mayor concentración de sulfatos en el hipolimnion que a nivel superficial, lo cual coincide con el aumento de los

cloruros y también se atribuye a los aportes del río durante el otoño y la primavera. Hasta 1999 era perceptible la presencia de  $H_2S$  en el embalse de Sau, lo que era una manifestación de la actividad sulfato reductora en el fondo del embalse. Con el saneamiento de la cuenca no se han vuelto a detectar niveles significativos de  $H_2S$ , aunque esto no excluye que se pueda producir en el sedimento. Al igual que con la conductividad, a partir la concentración de sulfatos, se puede evidenciar la profundidad a la que circula el río debido a la correlación entre estas dos variables.

Los carbonatos y bicarbonatos, forman una parte muy significativa de las sales disueltas en Sau, y además, son la principal forma de carbono inorgánico de que disponen las algas. Su elevada concentración es propia de las aguas continentales de la parte norte de la península, cordilleras cantábricas y pirenaicas, debido a que esta zona es rica en materiales calcáreos, calizas, dolomitas, etc. (Armengol, 1999).

Como se puede ver en las figuras A-6 y A-8, la distribución espacial y temporalmente de estos iones, esta fuertemente influenciada por la actividad biológica y química que se desarrolla dentro del embalse. Y no se puede hablar separadamente de ellos sin hablar de la alcalinidad, presión parcial de  $CO_2$  y pH, ya que están fuertemente relacionadas. Durante los períodos de mayor actividad fotosintética y cuando la temperatura es mayor, el pH aumenta en la superficie, como consecuencia de la disminución en la concentraciones de bicarbonato y  $CO_2$  (Figs. A-6 y A-7). Dicha disminución se debe a la utilización del  $CO_2$  por las algas como fuente de carbono y porque al ser mayor la temperatura, la solubilidad del  $CO_2$  disminuye. Este fenómeno genera la formación de  $CaCO_3$  y  $CO_2$  a partir de  $Ca(HCO_3)_2$ . El  $CaCO_3$ , debido a su baja solubilidad precipita, mientras que el  $CO_2$  formado, junto con el que hay en exceso en el sistema, ayuda a retornar el equilibrio y por lo tanto el pH vuelve a su valor inicial. Lo contrario ocurre con la concentración de carbonato; al aumentar el pH, aumenta su porcentaje de predominancia frente al bicarbonato y por esto, se observa un incremento en su concentración durante los máximos de producción primaria (Fig. A-8).

Por otra parte y paralelamente a lo descrito arriba, el hipolimnion en Sau, presenta una mayor concentración de bicarbonato y en general de carbono inorgánico disuelto durante el verano. Que se explica, por la sedimentación de carbono inorgánico disuelto y  $CaCO_3$ , y por la descomposición de la materia orgánica que es generada en la zona

fótica o que es aportada por el río. Al igual que el bicarbonato, la presión de  $\text{CO}_2$  disminuye en superficie al aumentar la actividad fotosintética, mientras que en el fondo se acumula en función de la tasa de respiración. (Fig. A-7). Y su aumento normalmente evidencia o refleja el déficit de oxígeno en la columna de agua (Hutchinson, 1957).

Debido al pH, en torno a 8, la mayor parte del carbono inorgánico disuelto en Sau, se encuentra en forma de bicarbonato, con lo cual sus patrones de distribución espacial y vertical son muy similares (Fig. A-6 y A-9). De igual modo la alcalinidad presenta el mismo patrón, con valores que aumentan a medida que aumenta la profundidad, la concentración de bicarbonato y la presión parcial de  $\text{CO}_2$  (Fig. A-10). El efecto tampón que ejerce la alcalinidad, funciona gracias al exceso de bicarbonato en el agua, que permite el reestablecimiento de las concentraciones iniciales de carbonatos, en el momento que hay una alteración; con lo cual, las variaciones de pH en el sistema son muy pequeñas. El exceso de bicarbonato se debe principalmente al permanente aporte del río Ter, que lleva sales generadas por la meteorización de las rocas, que como ya se ha mencionado, en la cuenca del Ter son de origen calcáreo.

Aunque el efecto de la alcalinidad en el embalse de Sau sea elevado, debido al origen calcáreo del agua que almacena, variaciones importantes en el pH se pueden observar durante el verano y con el aumento de la profundidad (Fig. A-11). Como ya se ha comentado, el pH es mayor cuando la producción primaria aumenta, como consecuencia de la demanda de  $\text{CO}_2$  por parte de las algas; por el contrario, disminuye cuando la presión parcial de  $\text{CO}_2$  aumenta. Así, durante el verano el pH es mayor en superficie y disminuye en el hipolimnion; durante el invierno y comienzo de la primavera, es mucho más homogéneo en la columna de agua debido a la distribución uniforme del  $\text{CO}_2$  y al aumento de su solubilidad debido a la menor temperatura. En el mes de mayo del año 2000, se obtuvieron los valores máximos para toda la serie,  $\text{pH} > 12$ , en los tres primeros metros de profundidad. Estos son valores puntuales y excepcionales, ya que el valor máximo para el resto de años, no fue mayor a 9.5. Esto se explica, como mencionábamos anteriormente, por la gran demanda de  $\text{CO}_2$  por las algas, que como se observa en la figura A-23 año 2000, fue alta durante este mes. Además, los aportes del río durante este año y el anterior, fueron de los más bajos de toda la serie (Fig. 16), lo cual implica una disminución en el aporte externo de  $\text{CO}_2$  y en general de carbono inorgánico disuelto.

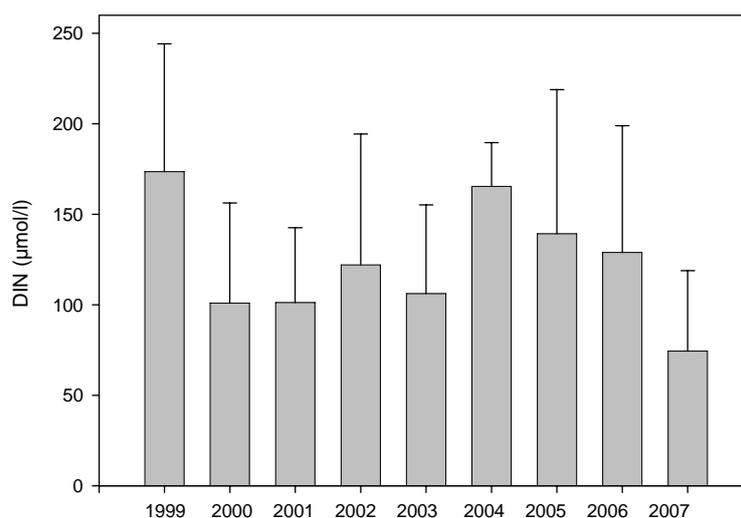
El pH promedio para toda la serie, fue de 8.06, lo que explica, la predominancia del bicarbonato, como principal forma de carbono inorgánico disuelto. Por otro lado, en ningún caso se obtuvieron valores de pH inferiores a 7, lo que demuestra el poder tampón del sistema.

#### ***4.1.5.2.2 Dinámica de los principales nutrientes, la clorofila y los sólidos en suspensión.***

El estado trófico del embalse de Sau ha cambiado notablemente desde su inicio. Durante las primeras 4 décadas el embalse sufrió un acelerado proceso de eutrofización, llegando a un estado hipereutrófico. Pero a partir de los 90, cuando se empezaron a instalar plantas de tratamiento de aguas residuales en los principales centros urbanos e industriales río arriba del embalse, los aportes de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, disminuyeron considerablemente (Armengol *et al.* 1986; Vidal & Om, 1993; Armengol *et al.*, 1999; Marcé *et al.*, 2004). Actualmente Sau es un embalse que varía entre eutrófico y mesotrófico.

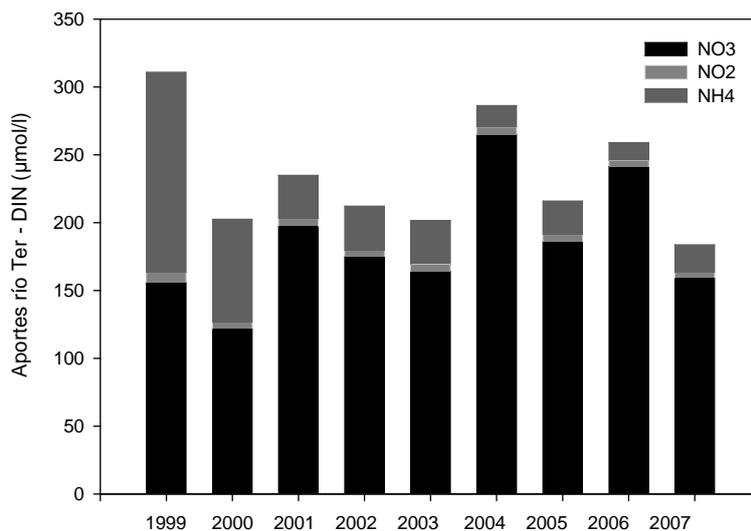
### **Nitrógeno**

De acuerdo a Armengol *et al.*, (1999), el valor medio de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) en el epilimnion en 1995 y 1996 era de 167.5 y 123.8  $\mu\text{mol/L}$  respectivamente. En el período 1999-2007, el valor promedio para los diez primeros metros de profundidad fue de 125.31  $\mu\text{mol/L}$ , lo cual no es una variación muy grande respecto a los valores mencionados por estos autores. Sin embargo, a lo largo de este período ha habido una gran variabilidad interanual, con valores que oscilan entre 173.54  $\mu\text{mol/L}$  y 74.41  $\mu\text{mol/L}$  (Fig. 25), correspondientes al año 1999 y 2007, respectivamente. Esta variación puede ser explicada en gran parte, por los períodos de sequía o por aportes importantes del río.



**Fig. 25.** Concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN) en los 10 primeros metros de profundidad

Durante el año 1999, por ejemplo, un año considerablemente seco, la concentración de oxígeno fue bastante baja en el hipolimnion durante algunos meses del invierno (Fig. A-2). Esto significa, que la adsorción del sedimento por el amonio se reduce, ya que baja el potencial redox, con lo cual su concentración aumenta considerablemente y con las lluvias primaverales es resuspendido y transportado al epilimnion (Verdow *et al.*, 1985). Además, en este año la cota del embalse fue bastante baja y variable (Fig. 18), por lo que gran parte del sedimento quedó expuesto y nuevamente cubierto por el agua. Esto incrementa y conlleva el intercambio de nutrientes entre la interfase sedimento-agua del litoral y el posterior transporte de nutrientes hacia las zonas más pelágicas del embalse (Kennedy & Walter, 1990). Durante el año 2004 la concentración promedio de DIN fue igualmente alta, comparándola con los otros años de la serie. La razón es igualmente por causas hidrológicas, pero esta vez no por ser un período de sequía, sino por lo contrario, debido a los grandes aportes del río. El 2004 fue uno de los años con más aportes de la serie (Fig. 16), y gran parte de estos aportes ocurrieron en el otoño del 2003 y comienzos de la primavera del 2004. Esto se traduce en un aumento de la concentración de DIN en el hipolimnion, debido a la circulación profunda del río en esta época del año y a su posterior transporte hacia aguas más superficiales, como consecuencia de la inestabilidad primaveral. Finalmente, durante estos dos años, 1999 y 2004, el río Ter presentó los mayores valores promedio de nitrógeno inorgánico disuelto de la serie (Fig. 26).



**Fig. 26.** Concentración de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (DIN) aportado por el río Ter en el período 1999-2007. Las diferentes bandas representan las diferentes formas de DIN.

La dinámica del nitrógeno en el embalse de Sau, al igual que la mayoría de componentes disueltos en el agua, está sujeta a los aportes del río y a la dinámica del ciclo del oxígeno. Dichos aportes pueden ser directos, incrementando la concentración de nitrato y amonio con el DIN ya presente en el agua del río. O indirectamente, incrementando la cantidad de materia orgánica, la cual generara un incremento en la concentración de amonio como producto de su descomposición. Por otra parte, el ciclo del nitrógeno, esta sujeto a procesos químicos y biológicos, que se desarrollan al interior del embalse y que a su vez dependen de las diferentes estaciones del año.

Aunque el nitrato es la principal forma de nitrógeno, en el epilimnion, éste disminuye considerablemente durante los períodos en los que la actividad fotosintética es mayor (Fig. A-12). Dicha disminución, se debe a la demanda de este compuesto por las algas y por la actividad autótrofa bacteriana. En condiciones de anoxia, el hipolimnion, presenta normalmente una menor concentración de nitrato que el epilimnion, pero las condiciones de anoxia en el embalse de Sau son escasas, por lo tanto podemos observar que en casi todos los años, el nitrato es mayor en el fondo del embalse y el metalimnion y se debe a que a estas profundidades no hay demanda por parte de las algas. Y además, mientras la concentración de oxígeno no alcance valores inferiores a 0.3 mg/L (Wetzel, 2001), la nitrificación bacteriana continua, con lo cual la formación de nitrato a partir de amonio incrementa la concentración de esta forma de nitrógeno inorgánico.

En las capas intermedias y en la mayoría de años (Fig. A-12), se puede observar especialmente durante el verano, un aumento en la concentración de nitrato, que puede ser debido a la entrada y circulación intermedia del río que aporta nitrógeno, principalmente en forma de nitrato. En promedio, cerca del 80 % del DIN aportado por el río es en forma de nitrato (Fig. 26). De igual manera, se observa un aumento del nitrato, durante los períodos de mezcla, debido principalmente a los aportes del río durante el otoño y parte del invierno, y a la oxidación del amonio acumulado en el fondo del embalse a lo largo del verano.

El nitrito, al ser una forma intermedia en la nitrificación y desnitrificación, presenta patrones poco definidos. Con algún aumento durante y al final del verano, pero siempre en menor porcentaje que el nitrato y el amonio (Fig. A-13).

El amonio contrariamente al nitrato y de manera generalizada, es menos abundante en el epilimnion. Este compuesto es rápidamente consumido por las algas, ya que es la forma de nitrógeno más fácilmente asimilable y, en términos de energía, la más económica (Ward and Wetzel, 1980). Además, es rápidamente oxidado por nitrificación bacteriana; por esta razón, se puede observar en la figura A-14, que durante todos los años, el amonio presenta concentraciones bajas en el epilimnion, especialmente durante el verano. De manera contraria, durante el final del verano, se puede observar en todos los años, un aumento en la concentración de amonio en el hipolimnion. Lo cual se explica porque gran parte de la materia orgánica producida durante el verano, sedimenta y es descompuesta por bacterias heterotróficas, generando amonio como principal producto (Hutchinson, 1957). Igualmente al reducirse la concentración de oxígeno en la zona más superficial del sedimento, el potencial redox disminuye y con el la capacidad de adsorción por el amonio, con lo cual parte del amonio presente en la zona intersticial del sedimento es liberado.

El nitrógeno total (NT) representa la suma de muchas formas de nitrógeno; de manera general, nitrato, nitrito, amonio y nitrógeno orgánico disuelto y particulado. De igual manera, como ya se había comentado, sus fuentes son muy diversas y sumado a esto, su variabilidad puede ser consecuencia de procesos biológicos y químicos que se desarrollan dentro del embalse. Por estas razones, buscar un patrón de variación espacial

y temporal en las concentraciones de NT resulta algo complejo. Sin embargo, se pueden observar ciertos patrones de variación, que aunque no siempre se cumplen permiten tener una idea de lo que ocurre con este nutriente.

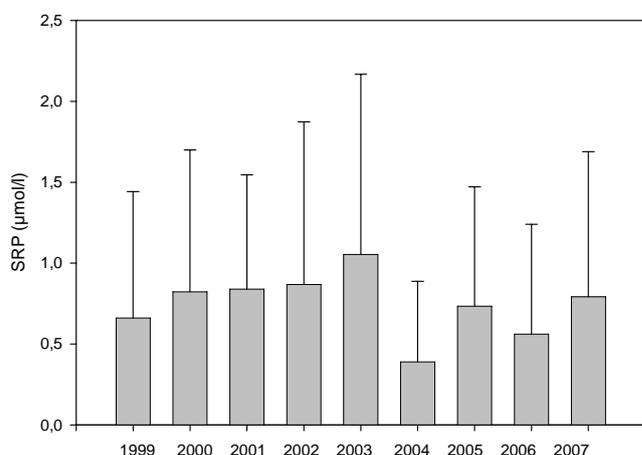
De acuerdo a la figura A-15, en el hipolimnion del embalse de Sau, se puede observar un incremento en la concentración de NT durante el final del invierno y comienzo de la primavera. Esto ocurre debido a la circulación profunda del río Ter en esta época del año, que inyecta nutrientes y detritus al fondo del embalse. De esta manera el río aporta nitrógeno orgánico particulado y disuelto y nitrógeno inorgánico, en su mayoría en forma de nitrato. Parte del nitrógeno orgánico permanece en forma refractaria y se acumula, otra parte es adsorbida en los sedimentos y otra parte es descompuesta generando amonio.

Tal y como ocurre con los nitratos en Sau, el NT disminuye significativamente durante el verano en superficie. Gran parte es consumido por las algas en forma de nitrato o preferiblemente amonio y otra parte precipita junto con el fitoplancton como nitrógeno orgánico particulado y disuelto, incrementando el NT en el hipolimnion. Durante el otoño, cuando comienzan los procesos de mezcla, el NT acumulado en el fondo del embalse es resuspendido a lo largo de la columna de agua, dando lugar a un nuevo ciclo.

## **Fósforo**

A diferencia de lo que había ocurrido en el período 1995-1997 en el embalse de Sau, en el que la concentración de fósforo había tendido a disminuir en el epilimnion (Armengol *et al.*, 1999), durante los años analizados en el presente estudio, la concentración promedio anual epilimnética de SRP ha variado considerablemente, año tras año, con valores en su mayoría superiores al valor reportado por estos autores. La media del período 1999-2007, fue de 0.74  $\mu\text{mol/L}$ , con valores que fluctuaron entre 1.05  $\mu\text{mol/L}$  en el 2003 y 0.38  $\mu\text{mol/L}$  en el 2004, lo que indica una gran variabilidad interanual (Fig. 27). Tales diferencias entre los años 2003 y 2004 podrían buscarse en las variaciones de caudal del río y la cota del embalse, sin embargo, estos dos años fueron de los años en

los que el embalse tuvo mayores aportes y con las cotas más elevadas de toda la serie, con lo cual no hay diferencia entre ellos en este aspecto. Sin embargo la variabilidad en la concentración de oxígeno y el potencial redox, si puede explicar dichas diferencias. Al observar la figura A-2, años 2002 y 2003; se puede ver que en el invierno correspondiente a este período, el embalse no se mezcló completamente, con lo cual las

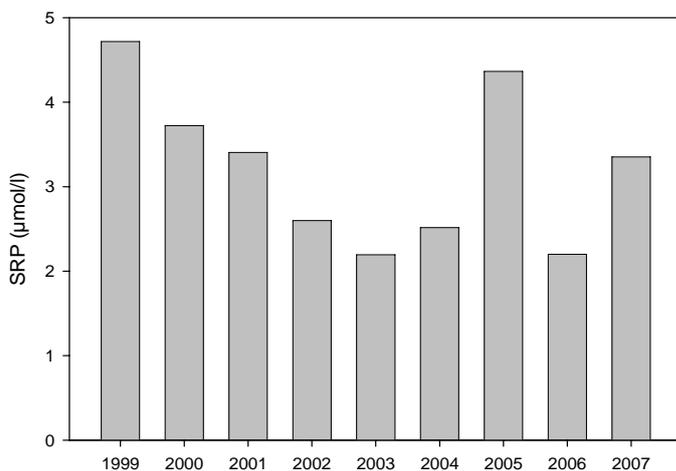


**Fig. 27.** Concentración de Fósforo Reactivo Soluble (SRP) en los 10 primeros metros de profundidad, durante el período 1999-2007.

concentraciones de oxígeno en el hipolimnion fueron cercanas a cero hasta mediados del mes de enero. Esto significa, que el bajo potencial redox, consecuencia de las bajas concentraciones de oxígeno, seguramente permitió la resuspensión de fósforo en el hipolimnion, y en consecuencia, con la ayuda de las lluvias primaverales, su transporte hacia

aguas más superficiales. Por otra parte, al observar la figura A-12 (año 2004), se puede ver un incremento considerable de la concentración de nitrato en el hipolimnion, durante el final del invierno (enero) y gran parte de la primavera, que como mencionábamos anteriormente, era inyectado en esta capa por el río incrementando el potencial redox. Este nitrato en el hipolimnion penetra en el sedimento, aumentando la concentración de óxido de hierro, el cual retiene el fósforo en el sedimento superficial (Hansel *et al.*, 2003, Marcé *et al.*, 2007) y en consecuencia podría explicar la disminución en su concentración. Este fósforo retenido puede ser transportado hacia el epilimnion durante los períodos de inestabilidad atmosférica que normalmente ocurren en la primavera.

De igual manera, se podría tratar de explicar las diferencias en la concentración de SRP en el epilimnion en estos dos años (2002 y 2003), con las cargas de SRP provenientes del río. Sin embargo, durante estos años las concentraciones de fósforo reactivo soluble en el río Ter fueron de las más bajas de la serie (Fig. 28). Al comparar esta figura, en la que se representan los promedios anuales de SRP en el río, con la figura 27, en la que se



**Fig. 28.** Concentración de Fósforo Reactivo Soluble (SRP) aportado por el río Ter en el período 1999-2007.

representa la concentración de fósforo reactivo soluble en los 10 primeros metros de profundidad del embalse, se observa que las tendencias no se ajustan. Aunque la concentración de SRP en el río muestra una clara tendencia a disminuir, en el embalse dicha tendencia es diferente, que como habíamos mencionado

antes, presenta una gran variabilidad interanual. Este tipo de comportamiento ha sido descrito ya por otros autores (Cooke *et al*, 1977) y puede ser explicado por los aportes internos de fósforo, que en su mayoría están relacionados con la resuspensión del fósforo acumulado en el sedimento, durante períodos de anoxia y bajo potencial redox.

En general, el patrón de distribución del fósforo reactivo soluble en el embalse de Sau entre el período 1999-2007, muestra una disminución en su concentración durante el verano y parte de la primavera (Fig. A-16). Coincidiendo con la máxima producción fitoplanctónica (Fig. A-23). De igual manera, al final del verano se observa un incremento en su concentración en el hipolimnion, con valores, en algunos años, superiores a 14 µmol/L. Esto es resultado de la sedimentación del fitoplancton, después de colapsar, debido al agotamiento de nutrientes en la zona trofógena. Y de la resuspensión de fósforo del sedimento, debido a los bajos valores en el potencial redox, que normalmente ocurren al final del verano, como consecuencia de la acumulación de materia orgánica en el fondo del embalse. Durante el invierno, como consecuencia de la ruptura de la estratificación térmica, la concentración de SRP tiende a homogenizarse en toda la columna de agua.

Al igual que el SRP el fósforo total (PT) varía a lo largo del año en función de los períodos de mezcla y estratificación que sufre el embalse. Por esta razón se observa (Fig. A-17), una disminución en su concentración durante la primavera y el verano asociada directamente a el incremento de la producción primaria que ocurre en estas épocas y que lleva a la ocurrencia de otros procesos. Parte del SRP es incorporado a las

algas, las cuales luego sedimentan y así parte de esta forma de fósforo inorgánico, que ahora es particulado, se pierde en el sedimento.

Al incrementarse la producción primaria, el pH en el agua de embalse aumenta, con lo cual induce a la precipitación de  $\text{CaCO}_3$  y con el precipita parte del fósforo presente en el epilimnion. Paralelamente a lo que ocurre en el epilimnion durante el período de estratificación térmica, la concentración de fósforo aumenta en el hipolimnion, especialmente en forma particulada, ya que es consecuencia de la sedimentación del fitoplancton y del detritus que aporta el río. También aumenta la forma inorgánica, ya que como comentábamos anteriormente, al disminuir el potencial redox en la interfase sedimento-agua, el complejo  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  pasa a una forma más reducida permitiendo que el fósforo vuelva a solubilizarse en el agua. Finalmente, se puede observar un aumento y homogenización del PT en toda la columna de agua durante el resto de meses del año. Lo cual ocurre como con el resto de nutrientes presentes en el agua, como consecuencia de la mezcla invernal.

### **Relación DIN/SRP**

Históricamente el fósforo ha sido considerado el principal nutriente limitante en el crecimiento del fitoplancton en los ecosistemas acuáticos (Schindler, 1974, Smith 2002). El fósforo, es rápidamente asimilado y reciclado. Gran parte de él se encuentra como parte del seston, especialmente en la fase viva, o combinado con compuestos orgánicos que actúan como ligadores, queladores o formadores de otros complejos; con lo cual su disponibilidad es bastante reducida (Margalef, 1983). El nitrógeno, también ha sido considerado en muchos estudios, como nutriente limitante (Elser *et al*, 1990), o al menos como colimitante junto con el fósforo. Sin embargo sus fuentes externas son mayores y diversas y debido además a la capacidad que tienen algunas algas, como las cianobacterias del género *Aphanizomenon* para fijar nitrógeno, dicho elemento pocas veces puede ser limitante en el crecimiento del fitoplancton. De hecho en experimentos realizados en Canadá y publicados recientemente (Schindler, 2008), en los cuales, durante un período de 46 años se modificó la proporción de NT: PT en el agua de un

lago, se concluyó, que el nitrógeno fijado por las cianobacterias, es suficiente para permitir la producción de biomasa algal en proporción de la concentración de fósforo presente y que no por disminuir los aportes de nitrógeno se reduce el estado trófico de un lago o embalse.

De acuerdo a la figura A-18 y a la relación estequiométrica (106C:16N:1P proporción molar) propuesta por Redfield (1958), se puede decir que el fósforo es el nutriente que limita el crecimiento del fitoplancton en el embalse de Sau. El valor correspondiente al cociente DIN/SRP estuvo durante toda la serie muy por encima de 16. Esto significa que la relación 16:1 molar entre el nitrógeno y el fósforo no se cumple y por lo tanto indica una clara deficiencia en la concentración de fósforo reactivo soluble. De hecho en algunos años, durante el verano, el valor de SRP ha estado por debajo de los niveles de detección.

En dicha figura se puede observar que el valor del índice aumenta considerablemente en el epilimnion durante los meses en los que la producción primaria alcanza los valores máximos, es decir, durante la primavera y el verano. Y disminuye a medida que aumenta la profundidad, con lo cual la producción fitoplanctónica se autorregula, ya que su producción se colapsa en el momento que el fósforo es agotado por las algas. Durante el resto de año, el valor del índice tiende a bajar, ya que el consumo de fósforo no es tan elevado y por el contrario hay aportes de origen alóctono y resuspensión del fósforo acumulado en el hipolimnion.

### **Carbono y nitrógeno particulado**

La mayor parte del carbono y nitrógeno particulado (POC Y PON) está atrapado en organismos vivos o en detritus y su variación ocurre como consecuencia de la muerte de los organismos, el parasitismo y la alimentación en los diferentes niveles tróficos. Y además su transformación a otras formas como por ejemplo DOC, DIC, DON y DIN (carbono orgánico disuelto, carbono inorgánico disuelto, nitrógeno orgánico disuelto y

nitrógeno inorgánico disuelto respectivamente) ocurre como consecuencia de la respiración, excreción, secreción y autólisis (Lampert & Sommer, 1997)

Debido a la naturaleza híbrida de los embalses (Margalef, 1975) los aportes de carbono y nitrógeno particulado de origen alóctono tienen gran importancia en la concentración total de estos compartimientos. Principalmente durante períodos de lluvias o deshielo en los que el río tiene mayor caudal y por lo tanto mayor cantidad de material particulado. De la misma manera, las variaciones en el volumen y la cota del embalse pueden generar aportes extras de material particulado, debido a que generan inestabilidad en el litoral facilitando el arrastre de material particulado por el efecto de las olas. En cuanto a los aportes de origen autóctono, están condicionados básicamente por la producción primaria y la resuspensión de material particulado del sedimento. Así, durante los períodos de máxima producción fitoplanctónica los valores de carbono y nitrógeno particulado se incrementan en el epilimnion. Mientras que al final del verano y debido al colapso del fitoplancton se observa un aumento en las capas más profundas, en función de los procesos de sedimentación y mineralización.

En el embalse de Sau, los patrones de distribución temporal y vertical de POC Y PON están fuertemente influenciados por las épocas de máxima producción fitoplanctónica y por los incrementos en el caudal del río Ter. Así, durante la primavera y verano se observa claramente un incremento en la concentración de estos dos compartimientos en el epilimnion, que además covarian con la concentración de clorofila (Fig. A-19, A-20 y A-23). Las variaciones en concentración en el metalimnion e hipolimnion no siguen un patrón tan claro. Por lo general, una vez colapsa el fitoplancton, ya sea al final de la primavera o el verano, se observa un incremento en el hipolimnion y en algunos casos también en el metalimnion, como producto de la sedimentación. Esta sedimentación puede ocurrir más o menos rápidamente, dependiendo de los diferentes gradientes de densidad, tamaño de partícula y del potencial redox, entre otros. De igual manera, dicho incremento en el fondo del embalse se puede observar a final del invierno y comienzos de la primavera, época en la que la circulación profunda del río en el embalse y los mayores aportes productos de las lluvias o el deshielo primaveral, incrementan la concentración de material particulado. Durante el verano, y debido a la circulación intermedia del río Ter, también puede haber un aumento en la cantidad de detritus en el

metalimnion, el cual sedimenta incrementando por lo tanto las concentraciones de POC y PON en el fondo del embalse.

### **Carbono orgánico disuelto**

Las fuentes de carbono orgánico disuelto (DOC) al embalse de Sau son diversas y por lo tanto describir un patrón de su variabilidad espacial y temporal resulta bastante complejo. Gran parte del DOC que recibe el embalse lo aporta el río Ter permitiendo el desarrollo de comunidades bacterianas, de nanoflagelados heterótrofos y ciliados a lo largo del embalse (Comerma *et al*, 2003). Parte de los detritus aportados por el río y que llegan a la zona más lacustre del embalse son mineralizados a medida que sedimentan generando DOC y aumentando su concentración en el metalimnion y el hipolimnion, dependiendo de la circulación del río en ese momento del año. Adicionalmente a los aportes alóctonos, en la zona más lacustre hay un aporte extra como producto de la secreción y excreción de los organismos de los diferentes niveles tróficos y por autólisis del detritus. Finalmente, si el hipolimnion no es anóxico, parte de la materia orgánica acumulada es oxidada generando DOC y aumentando su concentración en el fondo del embalse.

De acuerdo a lo mencionado antes, pocas generalizaciones se pueden obtener de la figura A-21. Quizás en el otoño de algunos años (2000, 2002, 2003, 2005 y 2006) se puede observar un ligero aumento en la concentración de DOC a lo largo de la columna de agua o en parte de ella. Tal hecho se podría explicar, al igual que con el POC, como una consecuencia del colapso del fitoplancton al final del verano, que es descompuesto a medida que sedimenta.

## **Silicatos**

Los aportes de silicato en el embalse de Sau, como en la mayoría de lagos y embalses, son de origen alóctono, debido a que es un nutriente que se recicla poco o nada (Lampert & Sommer, 1997, Wetzel, 2001). Los únicos organismos que demandan significativamente este nutriente son las diatomeas, las cuales lo incorporan para formar la frústula o pared que las recubre. Debido a su estructura, las diatomeas sedimentan muy rápidamente y con ellas el silicato que las compone. El proceso mediante el cual la frústula de estos organismos se disuelve en el agua es muy lento, según Lampert & Sommer (1997), puede tardar en promedio 50 días para que la mitad de silicato particulado de una diatomea se disuelva. Por esta razón este nutriente se recicla muy poco y por el contrario se pierde rápidamente en el sedimento. En el embalse de Sau, como ya se ha comentado, existen dos afluentes, el río Ter y la riera Mayor. El primero, que se encuentra en su mayoría en una cuenca cárstica, es el que aporta un mayor caudal al embalse. Y el segundo, aporta un caudal mucho menor pero su cuenca es de origen granítica. Esto explica que, en promedio, la riera Mayor aporte más de cuatro veces la cantidad de silicato que aporta el río Ter. Sin embargo, la riera Mayor deposita sus aguas en la zona más lacustre del embalse, en dirección a la presa y justo después del punto de muestro del cual se han obtenido los datos para el presente estudio. Esto significa que un porcentaje reducido del total de nutrientes que aporta este pequeño afluente puede llegar a afectar las comunidades planctónicas establecidas en el punto de muestreo.

La variabilidad espacio-temporal del silicato en el embalse de Sau, se encuentra gobernada, como ya se ha mencionado y al igual que el resto de nutrientes, por los aportes externos y además por el desarrollo fitoplanctónico durante la primavera y el verano. Tal y como se observa en la figura A-22, durante el verano y la primavera la concentración de silicatos disminuye rápidamente en el epilimnion ya que su consumo excede a las entradas, y vuelve a aumentar una vez el fitoplancton colapsa; mientras que en el hipolimnion, aumenta a medida que sedimentan las diatomeas. Durante los períodos en los que el embalse se mezcla, la concentración de silicatos es más

homogénea en el resto de la columna de agua, con variaciones sujetas a los diferentes caudales que experimenta principalmente el río Ter.

### **Clorofila**

En lagos y embalses, la ocurrencia o no ocurrencia de una marcada estratificación térmica y las interacciones entre el régimen de mezcla vertical, la disponibilidad de luz y los nutrientes tienen importantes consecuencias en el estado fisiológico, productividad, estructura y composición taxonómica de las comunidades planctónicas (Kimmel *et al.*, 1990).

En general, en el embalse de Sau se observa un patrón típico de lagos y embalses de las zonas templadas, en el cual durante la primavera y el verano hay un aumento en la concentración de clorofila en los primeros metros de profundidad (Fig. A-23). En Sau tal y como lo describe Armengol *et al.*, (1999), se pueden observar tres picos a lo largo del año. El primero, ocurre entre enero y marzo, correspondiente al pico primaveral; después hay un período correspondiente a la fase clara, en el que la concentración de clorofila disminuye considerablemente, debido al agotamiento de nutrientes y por la presión del zooplancton. Seguido a esto ocurre el segundo pico, entre mayo y junio y finalmente entre julio y octubre, al final del verano, puede ocurrir otro pico de clorofila un poco mayor y que colapsa con el agotamiento de los nutrientes en el epilimnion y con el comienzo del enfriamiento del agua.

Este incremento o picos de clorofila, como se ha mencionado antes, ocurren en función de la disponibilidad de luz y sobre todo de los nutrientes. Y ocurre algunas veces a comienzo del año, debido a los inviernos moderados de la región mediterránea, que generan condiciones óptimas de luz y temperatura, favoreciendo el crecimiento del fitoplancton.

Si se comparan las características entre la zona del embalse mas próxima al río (la cola) y la zona más próxima a la presa, que corresponde a nuestro lugar de estudio, y tal como lo menciona Armengol *et al.* (1999), se observa que en la cola, la disponibilidad de nutrientes es alta, pero debido a la gran carga de material en suspensión proveniente del

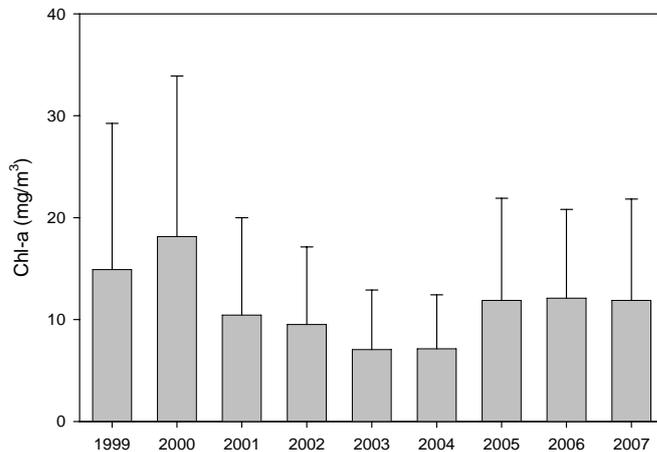
río, la luz es el factor limitante para el crecimiento de las comunidades de algas. De manera contraria, en la zona más próxima a la presa la disponibilidad de luz es alta, debido a la baja concentración de partículas en suspensión; mientras que la disponibilidad de nutrientes es más baja, con lo cual los nutrientes se convierten en el factor limitante.

De acuerdo a la relación DIN/SRP que se analizaba anteriormente, el fósforo es el factor limitante en la producción de fitoplancton en el embalse de Sau y durante la primavera y verano se observa una reducción significativa en su concentración, justamente cuando la actividad fotosintética es más alta. Una vez agotado el fósforo, se observa una disminución en la concentración de clorofila, que es resultado del colapso del fitoplancton por la falta de este nutriente. Durante estos períodos, se alcanzan valores inferiores o cercanos a  $1 \mu\text{mol/L}$ , que de acuerdo a Reynolds (1992) es cuando realmente se puede hablar de factor limitante y es el momento en el que los organismos comienzan a competir por este elemento.

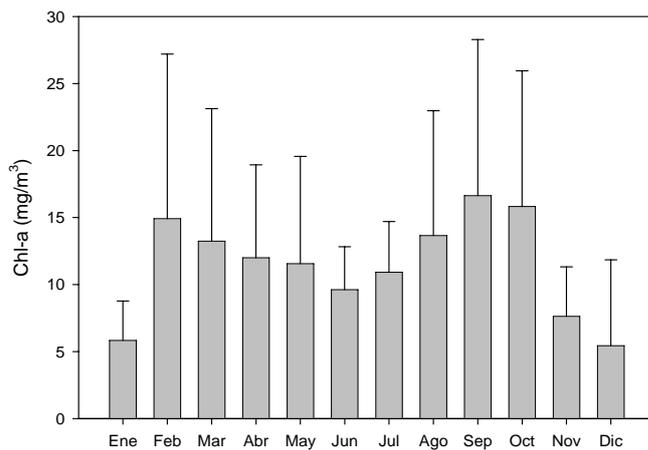
El promedio anual de Clorofila en el embalse de Sau entre 1999 y el 2007, fluctuó entre  $18.14$  y  $7.05 \text{ mg/m}^3$  correspondientes a los años 2000 y 2003 respectivamente. Los años con concentraciones más bajas, tal y como se observa en la figura 29, fueron el 2002, 2003 y 2004, que coinciden con los años en los que el caudal aportado por el río Ter fue mayor y en los que el tiempo de residencia fue menor. Esto coincide con los datos aportados por Riera (1993), en los que sugiere la misma tendencia en diversos embalses Españoles o con los de Armengol *et al.* (1999), en el embalse de Sau, en los que se encontraron diferencias significativas en la concentración de clorofila en los períodos con importantes caudales aportados por el río.

La variabilidad mensual al igual que la interanual, es bastante alta, con valores que oscilan entre  $0.79$  y  $42.8 \text{ mg/m}^3$  (Fig. 30). Tal y como se ha comentado anteriormente, las máximas concentraciones se encuentran en los meses de primavera y verano, aunque dichas estaciones pueden variar en el tiempo ligeramente y afectar la dinámica del embalse. Por ejemplo, durante los años 1999, 2000 y 2004 se observa el pico de clorofila primaveral en enero y febrero; mientras que en el resto de los años ocurrió en marzo y abril. Estos pequeños cambios se ven reflejados en otras variables. Por ejemplo durante el 2004 la estratificación térmica comenzó de manera anticipada a comienzos de

febrero, permitiendo así, el desarrollo anticipado del pico primaveral y en consecuencia el agotamiento del fósforo reactivo soluble (Fig. A-16 y A-23). Además, el tiempo de residencia fue elevado, limitando así el crecimiento del fitoplancton durante el resto del año.



**Fig. 29.** Variabilidad interanual de la concentración promedio de clorofila (*Chl-a*), en el período 1999-2007.



**Fig. 30.** Variabilidad mensual de la concentración promedio de clorofila (*Chl-a*), en el período 1999-2007.

Dicha variabilidad mensual, también es función de la ocurrencia o no de la mezcla vertical durante el invierno. Tal y como se comentaba en el apartado referente al oxígeno, el embalse no se mezcló en el período 2006-2007; con lo cual Sau se comportó más como un sistema meromíctico y en consecuencia no hubo reciclaje de nutrientes. A diferencia del nitrógeno, que tiene más fuentes, el fósforo depende de los procesos de reciclado que ocurren dentro del embalse. Así, la concentración de SRP en febrero era menor a  $1\mu\text{mol/L}$ . Por esta razón durante la primavera y parte del verano del 2007, la concentración de clorofila fue muy baja.

## Índice 430/665

Tal y como lo explica Margalef (1983) el índice 430/665 indica el estado fisiológico de las algas. En épocas en que las condiciones son favorables para el desarrollo de las comunidades de algas, los valores de este índice tienden a ser cercanos a 2. Por el contrario cuando las condiciones son desfavorables, como durante el invierno, o al final de la primavera o el verano, cuando los nutrientes se agotan o la radiación solar es limitada, el índice es mayor.

De acuerdo a lo dicho antes, es lógico observar (Fig. A-24) que durante los picos de máxima producción algal es cuando los valores del índice son menores, con valores que fluctúan en promedio, entre 1.8 y 2.2; indicando así el momento en el que las algas tienen mayor concentración de clorofila por célula y por lo tanto realizan una mayor producción primaria. De manera contraria, el índice aumenta después de los picos de primavera y verano a valores superiores a 4.0.

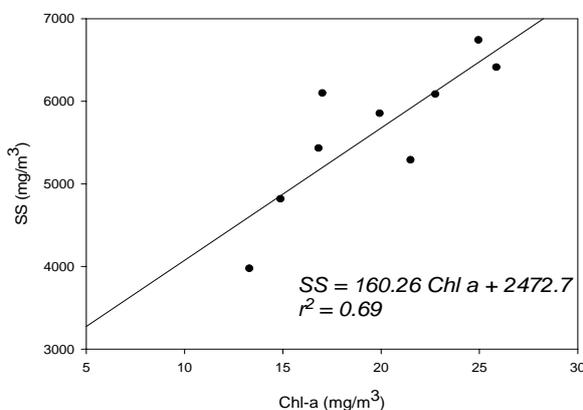
Por ejemplo durante la primavera del año 1999, se observa claramente un rápido aumento en los valores del índice, justo después del pico primaveral en el mes de abril, y que coincide con el comienzo de la fase clara. Este momento ocurre debido al agotamiento de los nutrientes y por la presión que ejerce el zooplancton sobre las comunidades de algas. De la misma manera, al final del verano, se observa un incremento hacia el fondo del embalse que se debe a la sedimentación de las algas y su degradación, y que implica un aumento en la concentración de partículas y otros pigmentos diferentes a la clorofila, que tienen una densidad óptica específica a 430 nm.

Los aportes del río también pueden generar un aumento en los valores del índice. Así, por ejemplo, durante los años 2003 y 2006, el índice es elevado durante los primeros meses del año en el fondo del embalse, sin previa producción de fitoplancton. Esto podría ser producto de un elevado aporte de materia orgánica procedente del río, hojas especialmente, con una elevada concentración de clorofila detrítica.

## Sólidos en suspensión

El aporte de sólidos en suspensión es mayor en embalses que en lagos. Por lo general su cuenca de drenaje es mayor y se encuentra en zonas cultivables, en las que la cubierta vegetal del suelo es por lo general eliminada y en consecuencia su capacidad para retener material particulado se ve fuertemente reducida, favoreciendo la erosión y el lavado de los suelos. De igual manera sus tributarios son de mayor tamaño y por lo tanto tienen una mayor capacidad de llevar material en suspensión. Tal y como lo menciona Armengol *et al.*, (1999), el río Ter entra al embalse con gran cantidad de material en suspensión que poco a poco se va sedimentando; con lo cual hay un gradiente que disminuye en dirección a la presa.

Hablar de un patrón de distribución temporal y espacial de los sólidos en suspensión en el embalse de Sau, resulta complejo, debido a su gran variabilidad espacial y temporal consecuencia de sus diferentes orígenes. Para empezar, gran parte del material particulado en suspensión está explicado por la distribución del fitoplancton; de manera que hay un aumento en su concentración en las épocas en la que aumenta el fitoplancton, especialmente a nivel superficial. De igual modo las fluctuaciones en el nivel del embalse y los aportes del río en forma de riada aumentan la tasa de erosión de los márgenes del embalse y con ello la concentración de sólidos en suspensión. (Thornton, 1990).



**Fig. 31.** Relación entre las concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión, de los 10 primeros metros de profundidad.  $n = 9$ ,  $P < 0.05$ .

Como ya se ha mencionado, durante la época en la que hay un incremento de fitoplancton, la concentración de sólidos en suspensión aumenta en superficie (Figs. A-23 y A-25). Como se puede ver en la figura 31, la variación anual en la concentración de sólidos en suspensión en los 10 primeros metros de profundidad

esta explicada en un 69 % por la concentración anual de clorofila. Esto se debe a la covarianza existente entre la clorofila y los sólidos en suspensión, ya que la clorofila también hace parte de la fracción particulada.

Observando los datos año por año (Tabla 6), podemos ver que no existe la relación o covarianza mencionada entre los sólidos en suspensión y la clorofila en 1999 y 2006. En esta misma tabla se puede ver que en el año 1999, la concentración de sólidos aportados por el río Ter fue la más alta de toda la serie. Y la principal razón de dicho aporte, quizás fue el poco caudal del río y el bajo volumen del embalse durante este año, que facilitó, junto con algunas riadas, los procesos de erosión del margen del embalse, especialmente en el trayecto correspondiente a la cola. Así, los aportes del río explican mejor la variabilidad de sólidos en suspensión durante este año. Por otra parte, el 2005, fue un año con una cota bastante baja, de hecho en octubre se alcanzó la cota más baja de toda la serie. Esto implica un aumento en la tasa de erosión en el trayecto de cola del embalse y un aumento en la carga de sedimentos, y que en este caso se vio reflejado durante los primeros meses del año 2006, cuando las fuertes lluvias del invierno y la primavera aumentaron dicha tasa.

Año	r <sup>2</sup>	Carga río Ter SS (mg/l)
1999	0.017*	33.32
2000	0.59	26.07
2001	0.46	27.37
2002	0.48	24.15
2003	0.48	26.6
2004	0.3	15.72
2005	0.74	19.92
2006	0.005*	15.48
2007	0.31	27.4

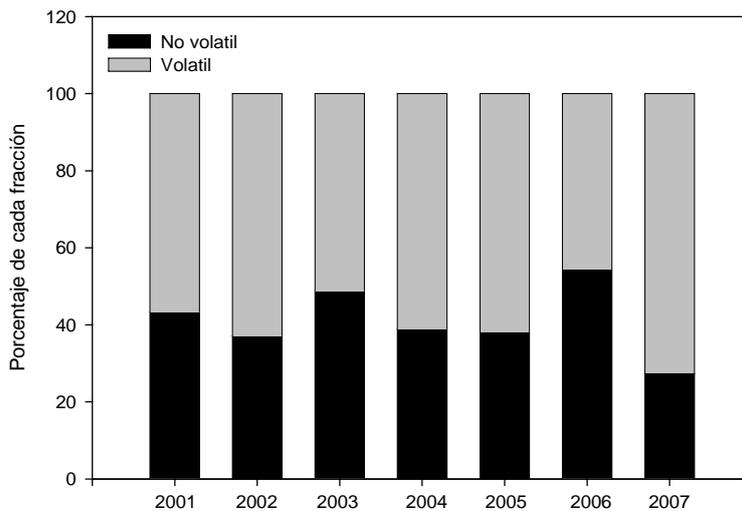
**Tabla 6.** Primera columna: Coeficiente de determinación resultante, de relacionar la concentración de clorofila y los sólidos en suspensión en los 10 primeros metros de profundidad. Embalse de Sau. Período 1999-2007.

Segunda columna: Cargas medias de sólidos en suspensión del río Ter que son aportadas al embalse de Sau.

\* años en los que no hubo ningún tipo de correlación.

Los valores de sólidos en suspensión en toda la columna de agua, fluctuaron entre 1.50 y 27.62 mg/L, correspondientes a septiembre del 2004 y a febrero del 2006, respectivamente. Con un promedio para toda la serie de 4.77 mg/L. Los años 1999 y 2006 fueron los que presentaron la concentración de sólidos en suspensión más alta de toda la serie. Del período 2001-2007, años en los que tenemos datos de cenizas (material no volátil) y materia orgánica (material volátil), el año 2007 fue el que

presentó un mayor porcentaje de materia orgánica (Fig. 32). Como consecuencia de los pocos aportes del río, ya que fue el año que menos caudal aportó de toda la serie, y por la gestión que se le dió al embalse. Durante este año, el volumen de agua desembalsada fue de los más bajos de la serie, 230.9 hm<sup>3</sup>/año, con lo cual los tiempos de residencia fueron elevados. La acción combinada de estos dos factores, permitió un incremento de la producción primaria, y por lo tanto el aumento de la fracción orgánica respecto a la inorgánica de los sólidos en suspensión totales.



**Fig. 32.** Variación en porcentaje de la fracción volátil y no volátil de los sólidos en suspensión en el embalse de Sau. Período 2001-2007.

El 2006 por otra parte, fue el año que presentó el mayor porcentaje de material no volátil. Esto muestra nuevamente como durante el 2006, la fracción aportada por el río, especialmente producto del aumento de la tasa de erosión de los márgenes del río, tuvo una gran importancia en la concentración total de sólidos en suspensión.

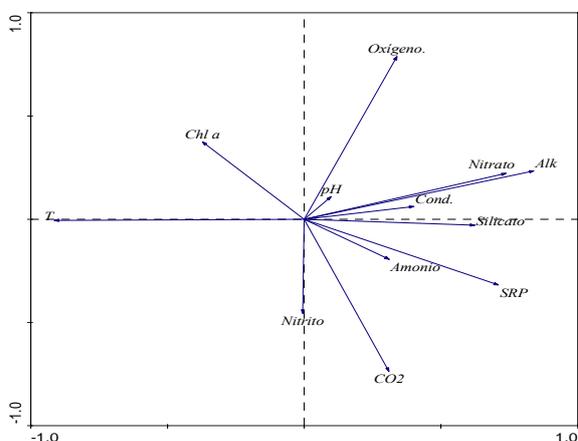
## 4.1.6 Análisis Multivariado.

### 4.1.6.1 Análisis de los datos sin transformar.

#### 4.1.6.1.1 PCA de datos correspondientes al valor medio-integrado de los 10 primeros metros de profundidad.

Tal y como se ha mencionado, el efecto de la estacionalidad puede resultar obvio en este análisis, pero igualmente resulta interesante observar el resultado de realizar un PCA con los datos integrados de la capa de agua correspondiente a los 10 primeros metros de profundidad, ya que sintetiza parte de los resultados que hemos estado enseñando a través de las figuras de isolíneas de las diferentes variables.

Los tres primeros ejes resultantes de este PCA explican cerca del 60 % de la varianza total. El primer eje explica casi el 30 % de la varianza y se encuentra fuertemente relacionado con la temperatura (Fig. 33), lo que indica la importancia de esta variable y en consecuencia de la estacionalidad. De este mismo lado de la figura, se encuentra la clorofila, que covaría con la temperatura. Por otra parte, las variables que forman parte de los nutrientes esenciales de las algas (Amonio, SRP, silicato y nitrato), se encuentran positivamente relacionadas con este eje, al igual que la conductividad y la alcalinidad.



**Fig. 33.** Análisis de componentes principales del embalse de Sau. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de los 10 primeros metros de profundidad del embalse.

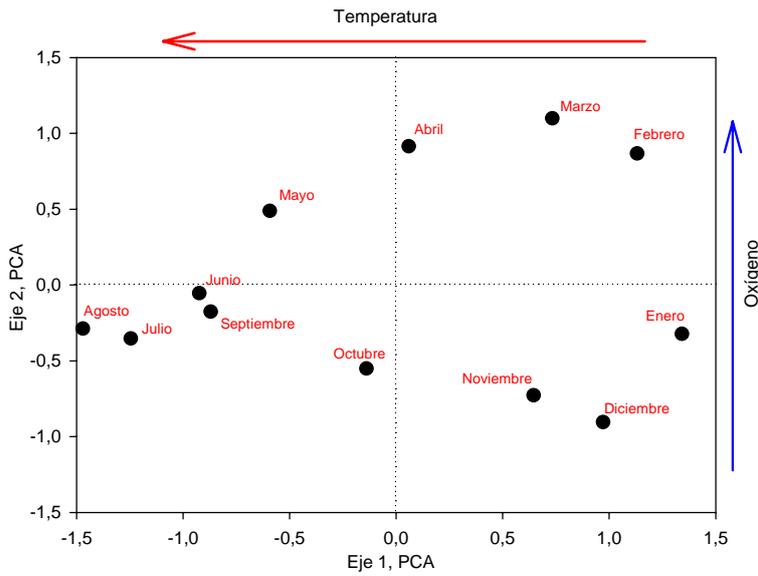
encuentran positivamente relacionadas con este eje, al igual que la conductividad y la alcalinidad.

La relación de la temperatura con estas variables, indica la importancia de la estacionalidad en la variabilidad de los parámetros físico-químicos del embalse de Sau. Tal y como se ha comentado a lo largo del texto, cuando la temperatura baja en la estación invernal, el agua del embalse se mezcla por la diferencia de temperatura entre el agua superficial y profunda. Con lo cual, la columna de agua se homogeniza y parte de los nutrientes acumulados en el hipolimnion a lo largo del año, pasan a las capas más superficiales del embalse.

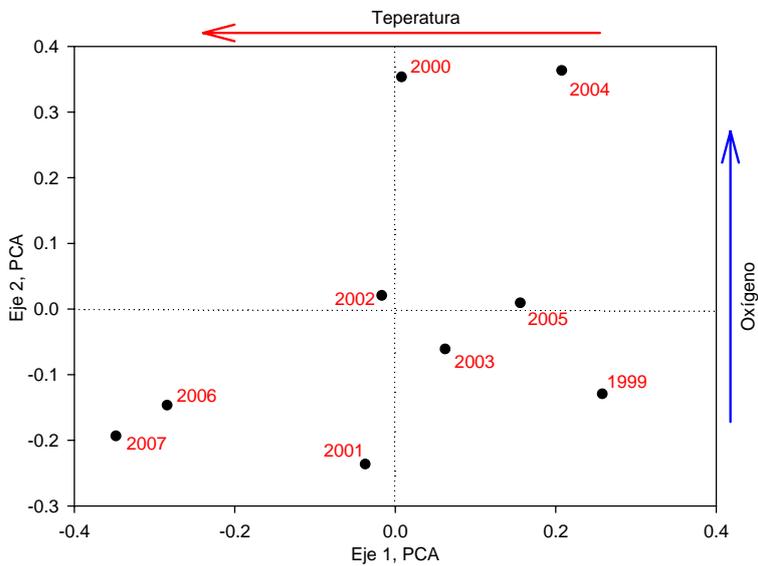
El segundo eje del análisis explica el 14 % de la varianza, y está fuertemente relacionado con las concentraciones de oxígeno y CO<sub>2</sub>, que su vez están relacionadas con la clorofila. Este hecho probablemente se puede explicar con la variabilidad en la producción primaria (clorofila), que cuando aumenta, oxigena el epilimnion y consume CO<sub>2</sub> como fuente de carbono. Por otra parte, el aumento de oxígeno en los 10 primeros metros de profundidad, responde también a los aportes de oxígeno del río; ya que tal y como se observa en las figuras 16 y 19, durante los primeros meses del año, es cuando el río aporta mayor caudal y en consecuencia inyecta oxígeno al embalse.

La figura 34, muestra la distribución de los meses del año en función de los dos primeros ejes del PCA. Claramente se observa un comportamiento cíclico, que corrobora la importancia de la temperatura en dicho análisis.

Finalmente, la distribución de los años estudiados en función de los dos primeros ejes del PCA (Fig. 35), muestra claramente un par de años, 2000 y 2004, en los que la concentración de oxígeno es bastante importante. Dicha distribución tiene razones diferentes para cada año. En el año 2000, el aumento en la concentración de oxígeno en las capas más superficiales, responde a la elevada producción primaria. Durante este año se registró la concentración más alta de clorofila de toda la serie, con un valor promedio de 18.14 mg/m<sup>3</sup> (Fig. 29). En el 2004, la razón de la elevada concentración de oxígeno es diferente. En este año el embalse de Sau registró el mayor volumen de la serie, lo que implícitamente significa, mayor cantidad de agua proveniente del río Ter, mayor renovación del agua estancada y por lo tanto mayor concentración de oxígeno en toda la columna de agua.



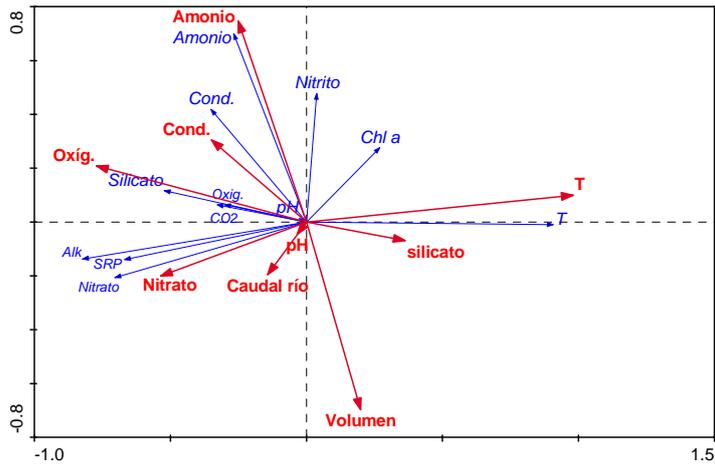
**Fig. 34.** Distribución de los *sample scores* mensuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de los 10 primeros metros de profundidad del embalse.



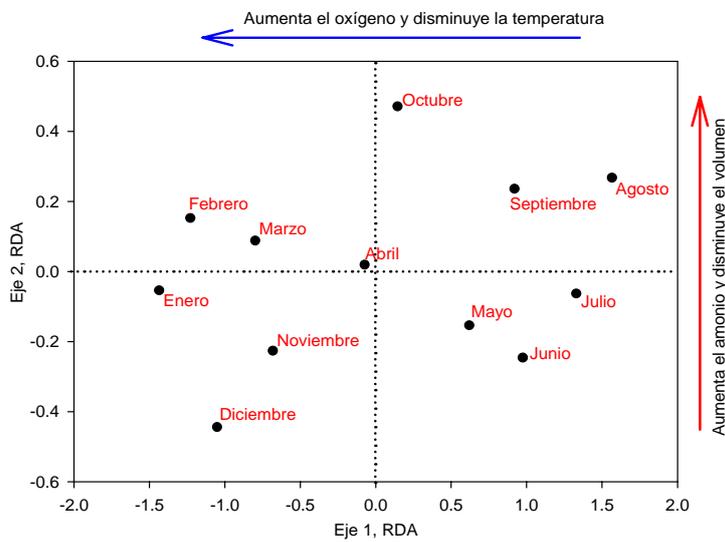
**Fig. 35.** Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de los 10 primeros metros de profundidad del embalse.

#### 4.1.6.1.2 RDA de datos correspondientes al valor medio-integrado de los 10 primeros metros de profundidad.

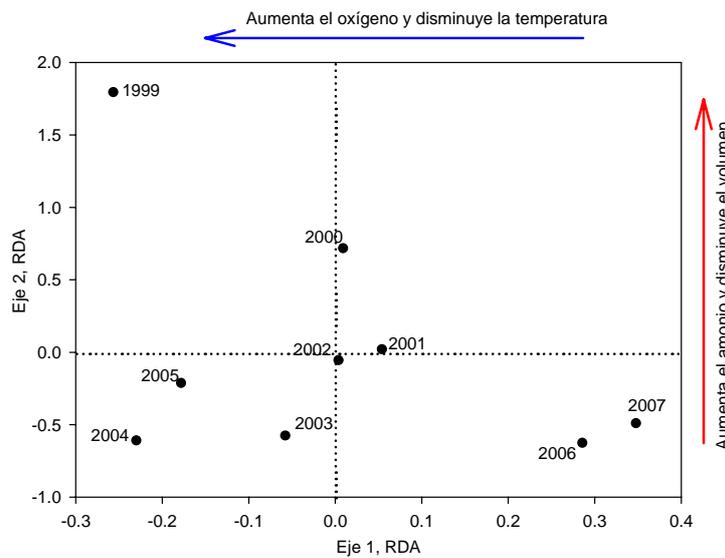
Al igual que con el PCA, los resultados del RDA para la capa correspondiente a los 10 primeros metros de profundidad, muestran la importancia de la temperatura en la variabilidad de las variables estudiadas en el embalse de Sau. En este análisis, el primer eje explica el 26 % de la varianza y se encuentra fuertemente asociado a la temperatura y el oxígeno del río; variables que a su vez, tal y como se ve claramente en la figura 36, explican la temperatura y la concentración de oxígeno del embalse.



**Fig. 36.** Análisis de redundancia del embalse de Sau. Las variables explicadas, en azul, corresponden a las media de los 10 primeros metros de profundidad del embalse. Y las variables explicativas, en rojo, corresponden a la matriz de datos físico-químicos del río Ter, el volumen y el tiempo de residencia del embalse.



**Fig. 37.** Distribución de los *sample scores* medios mensuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.



**Fig. 38.** Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.

De acuerdo a la figura 37, durante el invierno y parte de la primavera es cuando la concentración de oxígeno es mayor en las capas superficiales del embalse. Esto se debe a los procesos de mezcla, y como lo comentaba González (2008), a la inyección de oxígeno proveniente del río, que ocurre normalmente durante estos meses debido a los mayores aportes y que puede afectar a las capas superficiales e intermedias de la columna de agua incluso hasta mediados del verano. Además en febrero, marzo y abril hay un importante incremento en la concentración de oxígeno debido a la actividad fitoplanctónica primaveral.

El segundo eje del RDA, explica tan solo el 8 % de la varianza y se encuentra asociado a las variables volumen del embalse y amonio. Variables que están inversamente relacionadas entre sí, ya que el aumento en el volumen del embalse implica un aumento en la concentración de oxígeno y por lo tanto la disminución en la concentración de los estados más reducidos del nitrógeno inorgánico. Es importante observar en la figura 36, que la concentración de amonio y la conductividad en los 10 primeros metros de profundidad del embalse, están explicadas por los aportes de amonio provenientes del río e igualmente por la conductividad del río. Cabe recordar que gran parte del nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) presente en el embalse, proviene directamente del río.

La distribución de los meses en función del eje 2, es decir en función del amonio y el volumen no es tan clara; lo cual es lógico ya que este eje explica tan solo el 8 % de la varianza. Sin embargo, es coherente ya que durante el mes de octubre es cuando el volumen del embalse es menor (Fig. 19).

La figura correspondiente a la distribución de los años estudiados en función de los dos primeros ejes del RDA (Fig. 38) muestra una tendencia marcada básicamente por la temperatura y la concentración de oxígeno del río. Por un lado están los años 2004 y 2005, en los que, la temperatura del río fue más baja que en resto de los años, lo cual responde a las bajas temperaturas atmosféricas que se registraron en el mes de enero de estos dos años. Especialmente durante el 2005, en el que la temperatura alcanzó valores inferiores a los  $-11^{\circ}\text{C}$ .

En el año 2004, caracterizado por tener el mayor volumen de la serie, hubo aportes importantes del río, especialmente durante la primavera. Así, en el mes de mayo el río tuvo un caudal acumulado superior a  $134 \text{ hm}^3$ , siendo la media para toda la serie de  $28.03 \text{ hm}^3$ . Esta importante entrada de agua proveniente del río Ter, puede explicar la alta concentración de oxígeno en las capas de agua superficiales y en general en toda la columna de agua. Por otra parte durante el año 2005, los valores elevados de oxígeno son consecuencia de las bajas temperaturas, que incrementan la solubilidad del oxígeno (Wetzel, 2001), y además de importantes picos de clorofila que ocurrieron durante la primavera, con valores superiores a  $40 \text{ mg/m}^3$  (Fig. A-23).

Respecto a la distribución de los años de la serie en función del eje 2, es clara la importancia que tiene el amonio. Lo que es coherente con la marcada disminución en la concentración de este nutriente que ha habido tanto en el agua del río como del embalse a lo largo de la serie y que responde a los procesos de depuración. Como se observa en la figura 38, el año 1999 está claramente separado del resto de años, debido como se comentaba antes, a las altas concentraciones de amonio y además por ser el año con el volumen más bajo de la serie y de la historia de Sau.

#### ***4.1.6.1.3 PCA de datos correspondientes al valor medio-integrado de la capa comprendida entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse***

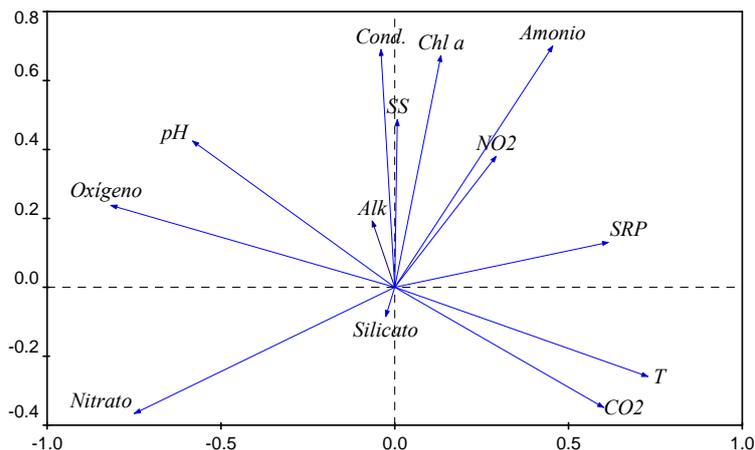
A diferencia del PCA realizado con los datos correspondientes al valor medio-integrado de los 10 primeros metros de profundidad del embalse, en el que la variable más importante era la temperatura; en este análisis, además de la temperatura, el oxígeno y el nitrato también tienen un papel importante. Estas tres variables se encuentran fuertemente relacionadas con el eje 1, el cual explica cerca del 25 % de la varianza total. Tanto el nitrato como el oxígeno en las capas medias y profundas del embalse se encuentran asociados a los procesos de mezcla y estratificación, por esto se encuentran relacionados inversamente con la temperatura; durante los meses correspondientes al invierno, que es cuando el embalse se mezcla, la concentración de ambas variables tiende a aumentar (Fig. 39), mientras que durante el verano y parte del otoño tiende a disminuir debido a la respiración.

Es importante observar la relación existente entre el SRP y el nitrato. Dicha relación podría explicar la importancia que tiene el nitrato como aceptor de electrones. Tal y como lo menciona Marcé *et al* (2008), el aumento de nitrato en las capas profundas del embalse de Sau, se debe a que este tiene mayor solubilidad que el oxígeno y es fuertemente inyectado por el río Ter. El nitrato aumenta el potencial redox, lo que permite que el hierro presente en el sedimento esté oxidado y de esta manera retenga el fósforo en la superficie del sedimento. Este efecto generado por el nitrato, según estos autores, es de vital importancia en el manejo del embalse, ya que evita la solubilización del fósforo que se encuentra atrapado en el sedimento y con ello evita procesos de eutrofización o proliferación de algas no deseadas.

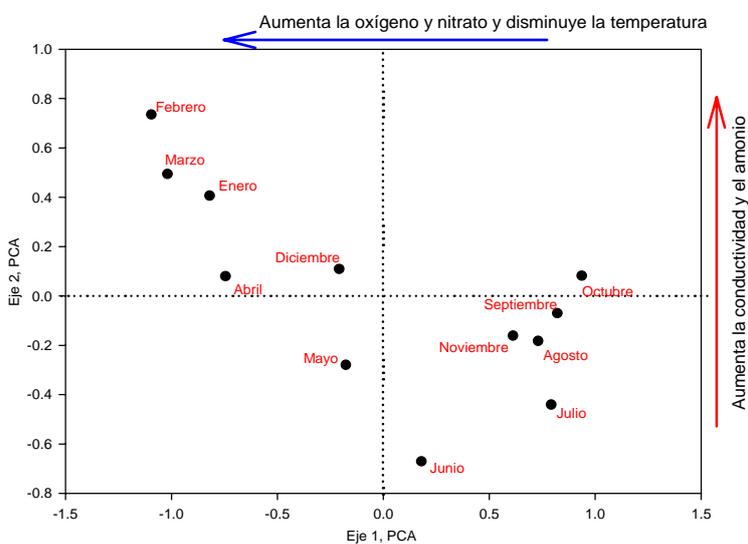
El segundo eje del análisis explica el 18 % de la varianza y se encuentra relacionado positivamente con la clorofila, el amonio y la conductividad. La clorofila a pesar de no ser un componente normalmente tenido en cuenta cuando se estudian las capas más profundas de un embalse o lago, puede explicar parte del aumento o disminución del amonio y la conductividad. Así, cuando comienza la primavera la concentración de amonio y la conductividad comienzan a disminuir, presentando los valores más bajos en el mes de junio. A medida que avanza el verano, el fitoplancton comienza a morir y a sedimentar, incrementando nuevamente la concentración de amonio y la conductividad en las capas más profundas del embalse, como producto de su descomposición. En los meses de invierno y comienzo de la primavera, la concentración de amonio es mayor, debido a los aportes del río ya que durante esta época del año no existe demanda de este nutriente (Fig. 40).

De acuerdo a la distribución de los años en función de los dos primeros ejes del embalse, se puede observar una tendencia, básicamente marcada por el aumento del nitrato y por la disminución del amonio a lo largo de la serie (Fig. 41). Tal y como ya se ha mencionado, dicha tendencia ha sido consecuencia de la depuración del agua del río Ter, que en vez de inyectar agua cargada de amonio, como ocurría antes de la instalación de las plantas de depuración (Armengol *et al*, 2004), ahora inyecta agua rica en nitrato.

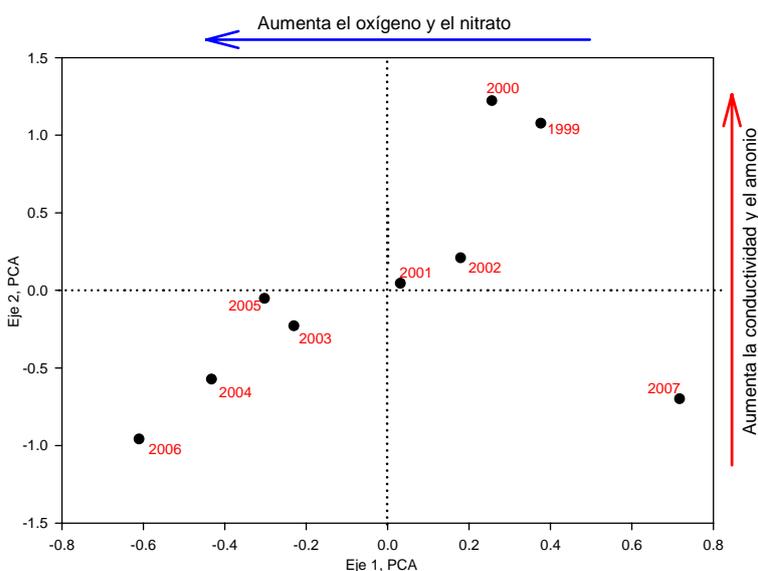
Esta tendencia sin embargo se ve interrumpida durante el 2007. Durante este año el embalse presenta la concentración de oxígeno más baja de toda la serie, además la



**Fig. 39.** Análisis de componentes principales del embalse de Sau. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de la capa ubicada entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse.



**Fig. 40.** Distribución de los *sample scores* medios mensuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de la capa ubicada entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse (Hipolimnion).



**Fig. 41.** Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden a la media integrada de la capa ubicada entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse (Hipolimnion).

concentración de nitrato disminuye considerablemente respecto a los años inmediatamente anteriores. En este año también se observa un ligero aumento en la concentración de amonio que puede estar explicado por dos razones. La primera tiene que ver con el caudal del río, que en este año fue de 172.9 hm<sup>3</sup> (la media para el período 1999-2007 fue de 336.2 hm<sup>3</sup>), siendo así el año en el que menos caudal recibió el embalse de Sau de toda la serie y en consecuencia el año en el que menos DIN recibió (Fig. 26). Cabe recordar que el 80 % del nitrógeno inorgánico disuelto aportado por el río es en forma de nitrato.

La segunda razón, tiene que ver con el hecho de que en el invierno 2006-2007, el embalse no se mezcló, comportándose como un sistema meromítico. Por lo tanto se mantuvo el hipolimnion durante más tiempo aislado y en condiciones de anoxia (Fig. 26). Además, esto muy probablemente explica las altas concentraciones de SRP medidas durante el 2007, ya que el bajo potencial redox generado por la ausencia de oxígeno y nitrato pudo haber facilitado la solubilización de fósforo del sedimento (Fig. A-16).

#### ***4.1.6.1.4 RDA de datos correspondientes al valor media de la capa comprendida entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse***

El análisis de redundancia con los datos del hipolimnion explica tan solo el 18 % de la varianza con los dos primeros ejes. El primer eje, que se encuentra relacionado principalmente con el volumen, explica el 11 %. Además de la relación con el volumen, existe una ligera relación inversa con el amonio (Fig. 42).

Tal y como se observa en las figura 43, los meses de enero, febrero y marzo, son los meses en que la concentración de amonio aportado por el río es mayor, y cuando el volumen del embalse es menor. En esta época del año, los aportes del río son altos, con

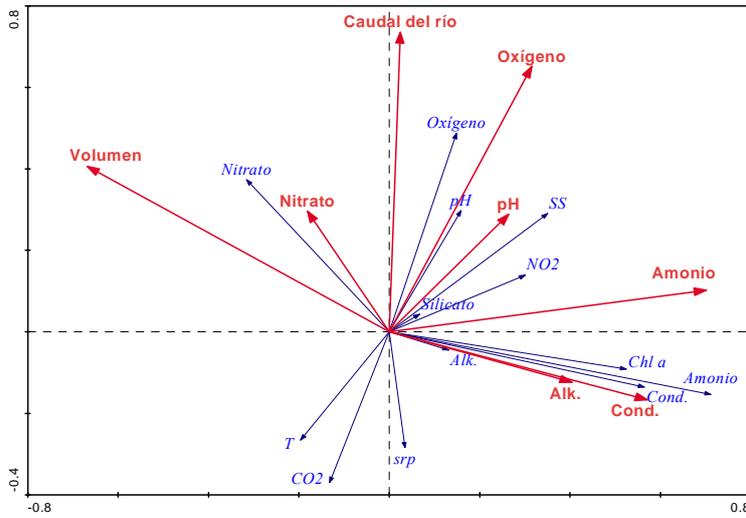
lo cual la concentración de DIN aportada es igualmente alta. Y aunque la mayor parte del DIN aportado por el río sea en forma de nitrato, durante estos meses también se incrementan los aportes de amonio. Por el contrario, hacia mediados del verano, en el mes de junio, el volumen del embalse aumenta (Fig. 19) debido a que se ha ido acumulando agua a lo largo del invierno y la primavera; pero también disminuyen los aportes del río, con lo cual la concentración de amonio aportada por el río se reduce.

El segundo eje del RDA, aunque explica solamente el 8 % de la varianza, ayuda a corroborar lo mencionado respecto al amonio. Existe una relación positiva entre el caudal del río, la concentración de oxígeno y el amonio. Y se puede entender como que, a más caudal, más oxígeno, pero también mayor el aporte de amonio.

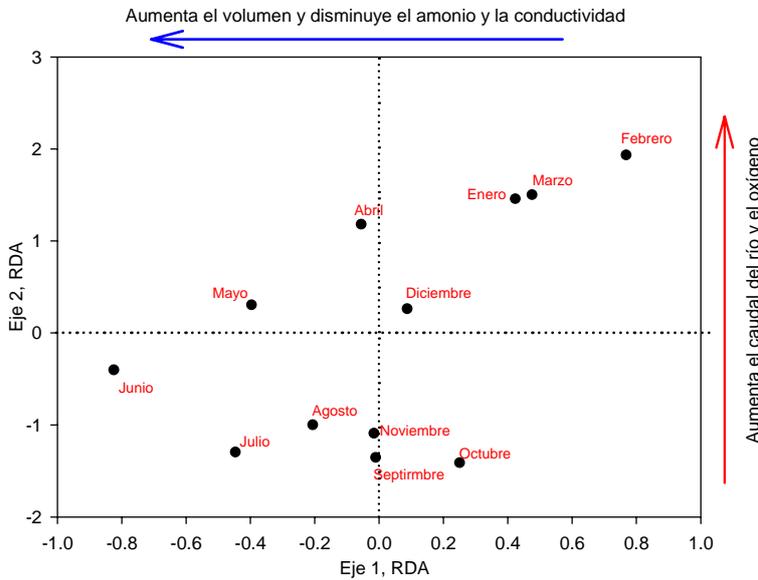
La figura 43, muestra claramente como las variables explicativas, que como ya se ha mencionado en este análisis, las más importantes son el volumen, el amonio, el caudal del río y el oxígeno, explican perfectamente las variables del embalse (variables explicadas). Así, observamos por ejemplo que el nitrato del embalse (en línea azul), está fuertemente relacionado con el nitrato que entra del río, línea roja. Lo mismo ocurre con el oxígeno, la conductividad, el pH y el amonio.

Por otra parte, al observar la figura en la que se presenta la distribución de los años en función de los dos primeros ejes resultantes del RDA, se observa nuevamente una tendencia, en la que la disminución en la carga de amonio del río Ter tiene una gran importancia. (Fig. 44). Por otra parte el volumen y el caudal del río también juegan un papel importante en la distribución de los años en esta figura. Por un lado, se encuentran agrupados los años con mayor volumen, 2003, 2004 y 2006 y por el otro, aquellos en los que el volumen y/o el caudal fue menor respecto al resto de años.

De igual manera, y tal y como se había mencionado en el PCA correspondiente a la capa profunda del embalse, el año 2007 es segregado por el análisis. Y la razón principal es que durante este año se registraron los valores promedio más bajos de oxígeno y caudal del río Ter. Además como ya se explicaba en el PCA, durante el invierno correspondiente al período 2006-2007, el embalse no se mezcló, con lo cual las condiciones de anoxia se acentuaron aun más.



**Fig. 42.** Análisis de redundancia del embalse de Sau. Las variables explicadas, en azul, corresponden al valor medio de la capa comprendida entre 10 metros de profundidad y el fondo del embalse. Y las variables explicativas, en rojo, corresponden a la matriz de datos físico-químicos del río Ter más el volumen y el tiempo de residencia del embalse.



**Fig 43.** Distribución de los *sample scores* medios mensuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.

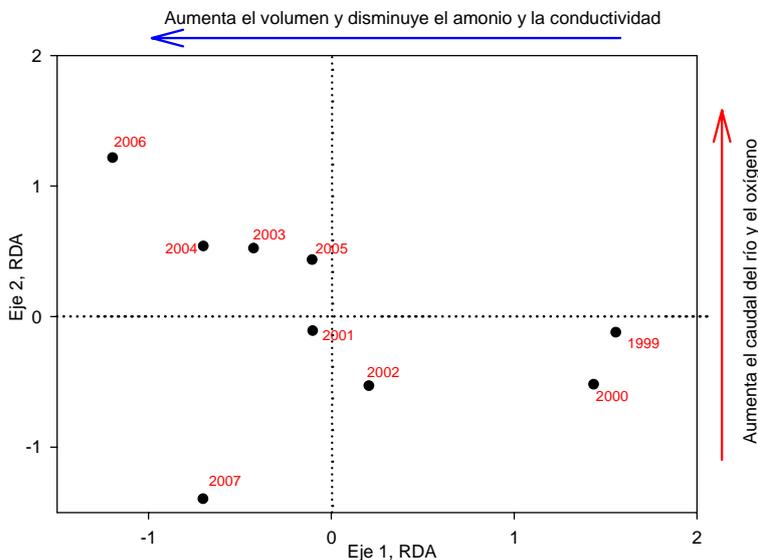


Figura 44. Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.

## 4.1.6.2 Análisis de los datos transformados

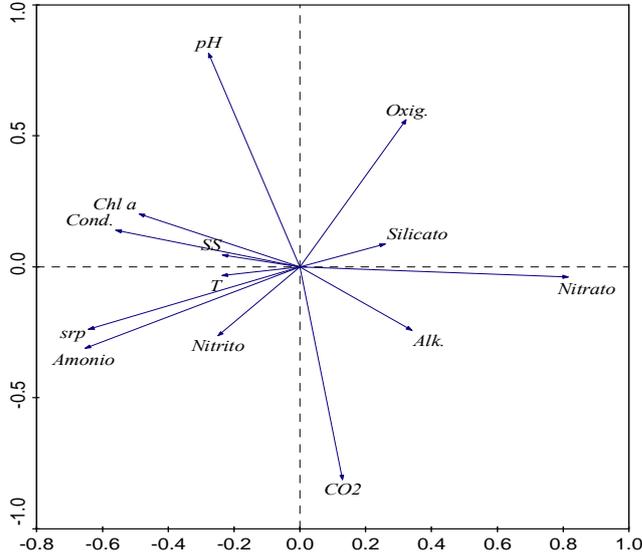
### 4.1.6.2.1 PCA con los datos transformados

El resultado del análisis de componentes principales, con los datos del embalse transformados, sin estacionalidad y sin efecto dilución ocasionado por el volumen, dió una varianza acumulada del 48.5 % en los tres primeros ejes, de los cuales, el primero es el que más varianza explica con 20 % del total. Este primer eje (Fig. 45), está fuertemente relacionado con la concentración de nitrato, que como ya se había mencionado, es la principal forma de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) en el embalse de Sau. De manera opuesta se observa el amonio, que normalmente se encuentra en menor concentración y que en este caso junto con el nitrato explican las condiciones de reducción u oxidación respectivamente. Por otra parte, la relación inversa entre el nitrato y el SRP, muestra nuevamente la importancia del nitrato como mecanismo controlador de la solubilización del SRP presente en el sedimento del embalse.

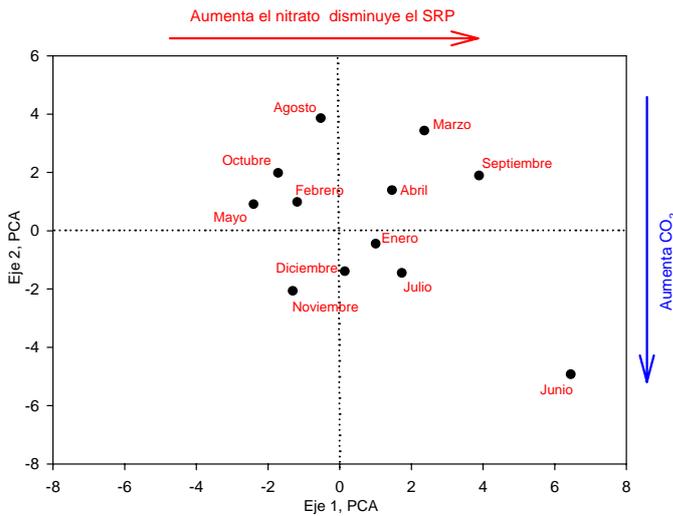
El segundo eje del análisis aporta cerca del 15 % de la varianza, y se encuentra explicado por el pH y las concentraciones de CO<sub>2</sub> y O<sub>2</sub>. Todas estas variables responden a procesos asociados con la producción primaria. El CO<sub>2</sub> es la principal fuente de carbono durante la fotosíntesis, el oxígeno el principal aceptor de electrones y el pH varía dependiendo de la tasa de captación del CO<sub>2</sub> por parte de las algas.

La distribución de los meses en función de los dos primeros ejes resultantes del PCA, no es clara y tal y como se observa en la figura 46, no existe ninguna tendencia relacionada con los procesos de producción primaria o mezcla. Esto se debe básicamente a la eliminación de la estacionalidad en los datos utilizados en este análisis; pero precisamente era lo que se buscaba, con el objetivo de evidenciar procesos ajenos o ligados a los cambios de estación. De acuerdo a la figura 46, existe una tendencia inversa entre el nitrato y el SRP y por esto es necesario volver a mencionar la importancia de dicha relación. Normalmente, la variabilidad en la concentración de los

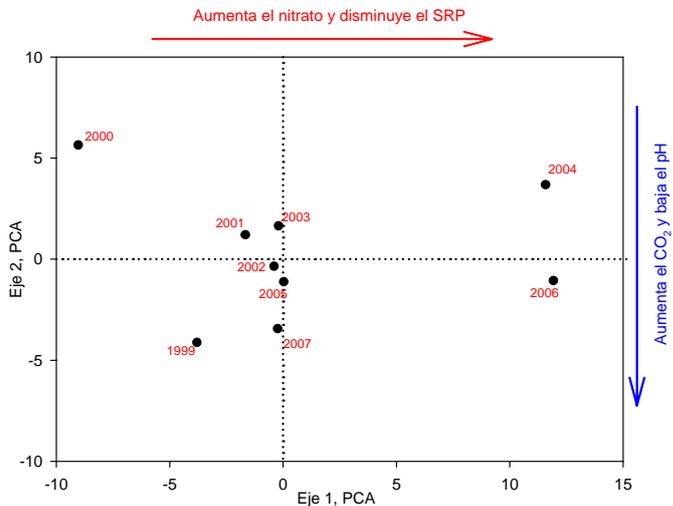
nutrientes, se explica en función únicamente de la producción primaria, sin embargo como queda evidenciado aquí y como lo comprueba Marcé *et al* (2008), el nitrato es una importante variable explicativa del fósforo en el embalse de Sau.



**Fig. 45.** Análisis de componentes principales del embalse de Sau. Los datos utilizados en este análisis, han sido previamente normalizados por el volumen y desestacionalizados, y corresponden al valor medio de cada variable en toda la columna de agua.



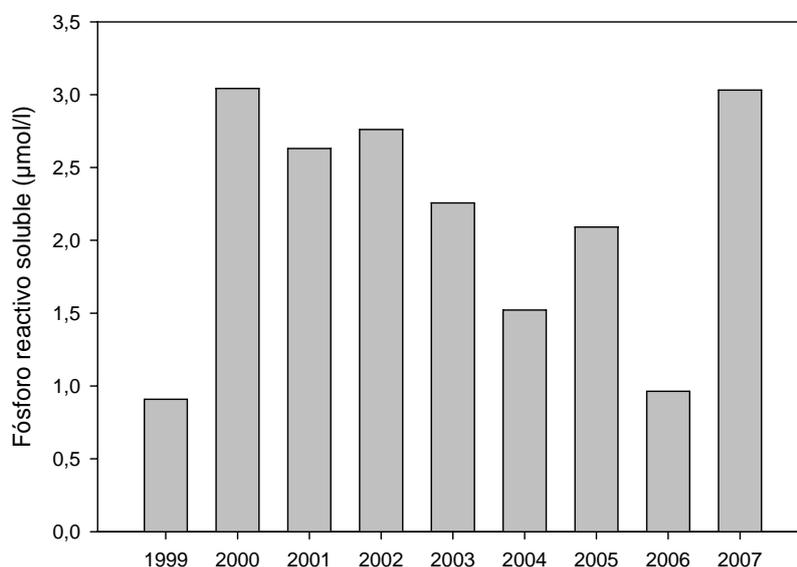
**Fig. 46.** Distribución de los *sample scores* medios mensuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden, a la media integrada, de toda la columna de agua, previamente normalizados y desestacionalizados.



**Fig 47.** Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de componentes principales. Los datos utilizados en este análisis corresponden, a la media integrada, de toda la columna de agua, previamente normalizados y desestacionalizados.

En los embalses, a diferencia de los lagos, las fuentes de variabilidad de los nutrientes pueden ser muy diversas (Cole *et al*, 1990). Con lo cual la variabilidad del nitrato y el SRP, puede estar explicada tanto por los aportes del río, que en algunos casos pueden notarse en las capas intermedias incluso hasta finales del verano como ocurre con el nitrato (Fig. A-12), como por la producción de fitoplancton y por procesos internos ligados al aumento o disminución del potencial redox.

La distribución de los diferentes años de la serie en función de los dos primeros ejes del análisis, separa claramente los años 2004 y 2006 (Fig. 47). Estos dos años tienen en común, el haber recibido importantes aportes de caudal del río Ter y por lo tanto, el volumen en estos dos años fue igualmente elevado. Además, y quizás sea el factor más determinante, durante estos dos años el río Ter aportó más nitrato que en cualquiera de los otros años de la serie (Fig. 26), lo que se traduce, como se ve en la figura 48, en una disminución en la concentración de SRP. De manera contraria el año 2000, fue el año que menos nitrato recibió el embalse del río, y por lo tanto la carga de SRP fue la más alta de la serie.



**Fig 48.** Variación anual de la concentración media de fósforo reactivo soluble (SRP) del embalse de Sau.

#### 4.1.6.2.2 RDA con los datos transformados

El modelo explica el 36 % del total de la variabilidad. El volumen fue la mejor variable explicativa (11 % de la variabilidad ( $p < 0.002$ )) y se encontró fuertemente relacionada con el eje 1 (Fig. 49). El oxígeno, el nitrato y el caudal del río también explicaron cierta variabilidad y se relacionaron positivamente con el eje 2, pero explicando tan solo 5 % de la variabilidad. El resto de variables explicativas resultaron insignificativas en este análisis por lo cual fueron descartadas.

Estos resultados, tal y como ya se comentaba en el PCA, sugieren un efecto muy importante del volumen en la variabilidad de las variables físico-químicas del embalse de Sau; y en este análisis quizás, de acuerdo a la varianza explicada, sea la única variable importante. Pero no hay que confundir el efecto de dilución que tiene el volumen sobre las variables estudiadas, con el efecto generado por los procesos asociados al aumento o disminución del volumen. Cabe recordar que los datos utilizados en este análisis fueron previamente normalizados por el volumen para evitar el efecto dilución ya mencionado.

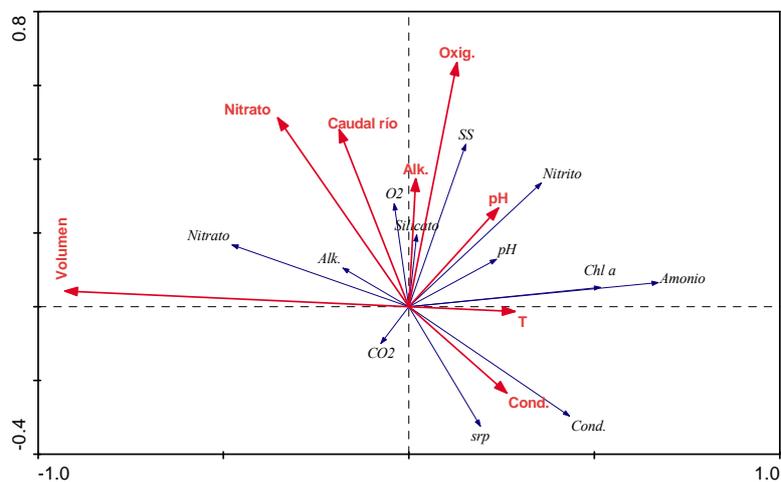
De acuerdo a lo dicho, el aumento del volumen implícitamente significa que los aportes de caudal del río han sido importantes, y junto con estos, mayor inyección al embalse de oxígeno y nitrato. Estos aportes, como ya se ha mencionado repetidas veces, se observan y perduran a lo largo de la primavera e incluso hasta finales del verano (González, 2008). Estas concentraciones elevadas de oxígeno y nitrato, favorecen al embalse, reduciendo la probabilidad de procesos de eutrofización o la aparición de sustancias tóxicas (Cooke *et al.*, 2005, Marce *et al.*, 2008).

Tal y como se observa en la figura 49, el volumen, en flecha roja, explica la variabilidad en la concentración del nitrato y el amonio en el embalse (flechas en color azul); hecho que corrobora lo que se ha dicho hasta ahora, ya que el aumento de volumen significa mayor concentración de oxígeno y mayor estado de oxidación del nitrógeno. Por otra parte, es importante observar la relación existente entre el nitrato del río (flecha roja) y el fósforo reactivo soluble del embalse (flecha azul). Esta relación

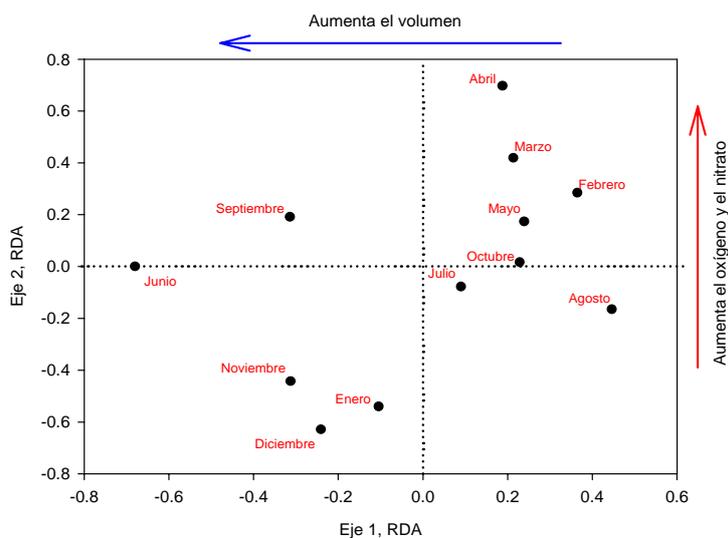
explica nuevamente la importancia del nitrato, especialmente el que proviene del río, en el control de la variabilidad de la concentración de SRP.

La figura 50, correspondiente a la distribución de los meses de la serie, en función de los dos primeros ejes del RDA, muestra una distribución principalmente basada en el primer eje del análisis, es decir basada en función del volumen. Por esta razón, el mes de junio, se encuentra claramente hacia la izquierda de la figura; mientras que octubre y agosto, meses con volúmenes bajos se ubicaron a la derecha. Por otra parte, ya que el oxígeno y el nitrato no explican gran parte de la varianza, no se ve claramente una distribución de los meses en función de estas dos variables.

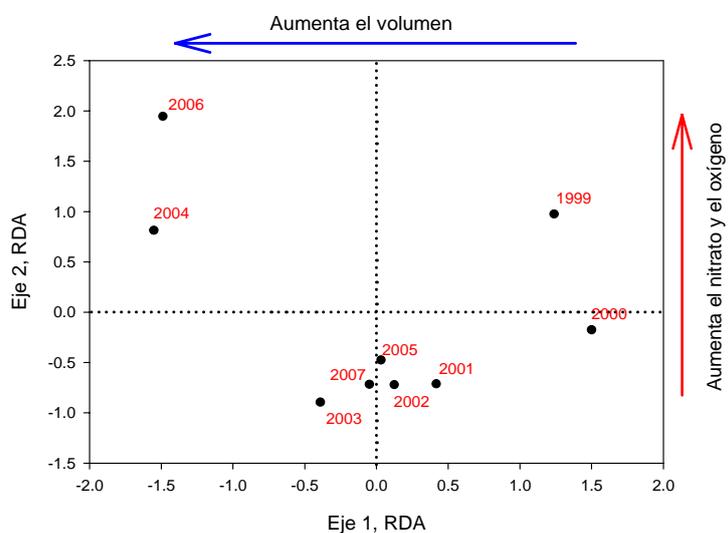
Finalmente, la distribución de los años en función de los dos primeros ejes del análisis (Fig. 51), una vez más separa por un lado a los años con más volumen acumulado y mayor concentración de nitrato y oxígeno, como son el año 2004 y 2006 y por el otro, los años 1999 y 2000, en los cuales se registraron los menores volúmenes acumulados y las menores concentraciones de nitrato aportado por el río.



**Fig. 49.** Análisis de redundancia del embalse de Sau. Los datos correspondientes al embalse (flechas azules), utilizados en este análisis, han sido previamente normalizados por el volumen y desestacionalizados, y corresponden al valor medio de cada variable en toda la columna de agua. Y las variables explicativas (flechas rojas), que fueron previamente desestacionalizadas, corresponden a la matriz de datos físico-químicos del río Ter más el volumen y tiempo de residencia del embalse.



**Fig. 50.** Distribución de los *sample scores* medios mensuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.



**Fig. 51.** Distribución de los *sample scores* medios anuales obtenidos a partir del análisis de redundancia. Las flechas indican el sentido en el que las variables explicativas aumentan o disminuyen.

### 4.1.7 Discusión

De acuerdo a lo discutido hasta ahora, la temperatura y el caudal del río Ter y en consecuencia el volumen del embalse, son quizás las variables modificadoras más importantes en la dinámica de las variables físicas, químicas y biológicas del embalse de Sau. La variabilidad estacional, afecta de igual manera a lagos y embalses, desde el punto de vista de mezcla, transporte y estratificación. Sin embargo, en los embalses, los cambios de estacionalidad implican cambios en los caudales y la temperatura de los ríos y con ellos modificaciones en los aportes de material disuelto y particulado. Eso sin contar con la gestión que se le dé al embalse, ya que como en el caso de Sau, dependiendo de la estación, la demanda y la disponibilidad del agua varían, y en consecuencia los tiempos de residencia y el volumen (Cooke *et al.*, 2005, Wetzel, 1990).

Las variaciones en el caudal del río, como se ha podido observar en Sau, afectan considerablemente la distribución y concentración de oxígeno en los diferentes estratos del embalse (Cole *et al*, 1990) y su influencia puede afectar al embalse incluso hasta finales del verano (González, 2008). Junto con el aumento del oxígeno, hay una inyección de nitrógeno inorgánico disuelto, especialmente en forma de nitrato, que como lo comentaba Marcé *et al*, (2008), controla, en las capas más profundas del embalse, la solubilización de fósforo atrapado en el sedimento, ya que aumenta el potencial redox.

Como ya se ha comentado, la variación del nitrógeno inorgánico disuelto en el embalse de Sau, a lo largo de la serie estudiada, ha estado influenciada de manera importante, por la instalación de plantas depuradoras aguas arriba del embalse (Armengol *et al*, 2004), lo cual ha provocado un importante cambio en el porcentaje de amonio y nitrato aportado por el río Ter. Así, la concentración de amonio en el primer año de la serie era siete veces mayor que en el 2007.

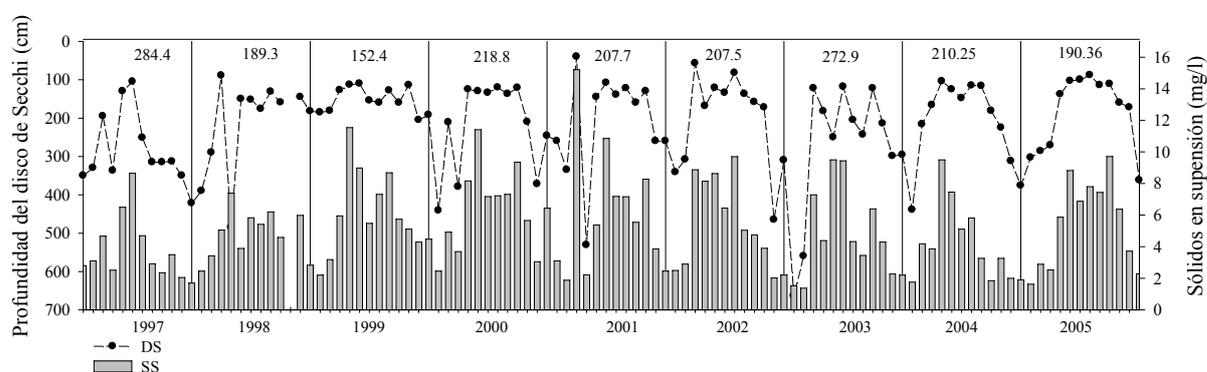
Otro efecto derivado de la variabilidad en el caudal del río y el volumen del embalse, es el aumento en la tasa de erosión de los márgenes del embalse; que se incrementa aun más cuando ocurren lluvias y riadas, típicas del clima mediterráneo. Junto con este aumento en la concentración de sólidos en suspensión en el embalse, se puede producir un aumento en la demanda de oxígeno, ya que parte de estos sólidos son materia orgánica detrítica. De igual manera la transparencia en el agua se reduce, como se observó en los años 1999, 2006 y 2007, años con alta concentración de sólidos en suspensión, en los que se registraron los valores de disco de Secchi promedios más bajos de la serie. Finalmente, los márgenes expuestos durante los momentos en los que el volumen del embalse es más bajo, pierden capacidad de adsorción de nutrientes; con lo cual, cuando el embalse gana volumen, nuevamente grandes cantidades de SRP pueden ser liberadas (Geraldés & Boavida, 2005, Boström *et al.*, 1988).

Al igual que lo observaban Riera (1993) y Armengol *et al.* (1999) en el embalse de Sau, también se observa una tendencia en la variación de la concentración de clorofila, ligada a los cambios de caudal, volumen y tiempo de residencia. Así, los períodos con mayores caudales y menores tiempos de residencia, registraron los valores medios de clorofila más bajos de la serie.

## 4.2 COMPOSICIÓN Y TAMAÑO DEL ZOOPLANCTON EN EL EMBALSE DE SAU, ENTRE 1997 Y 2005. Controles de tipo bottom-up vs top-down.

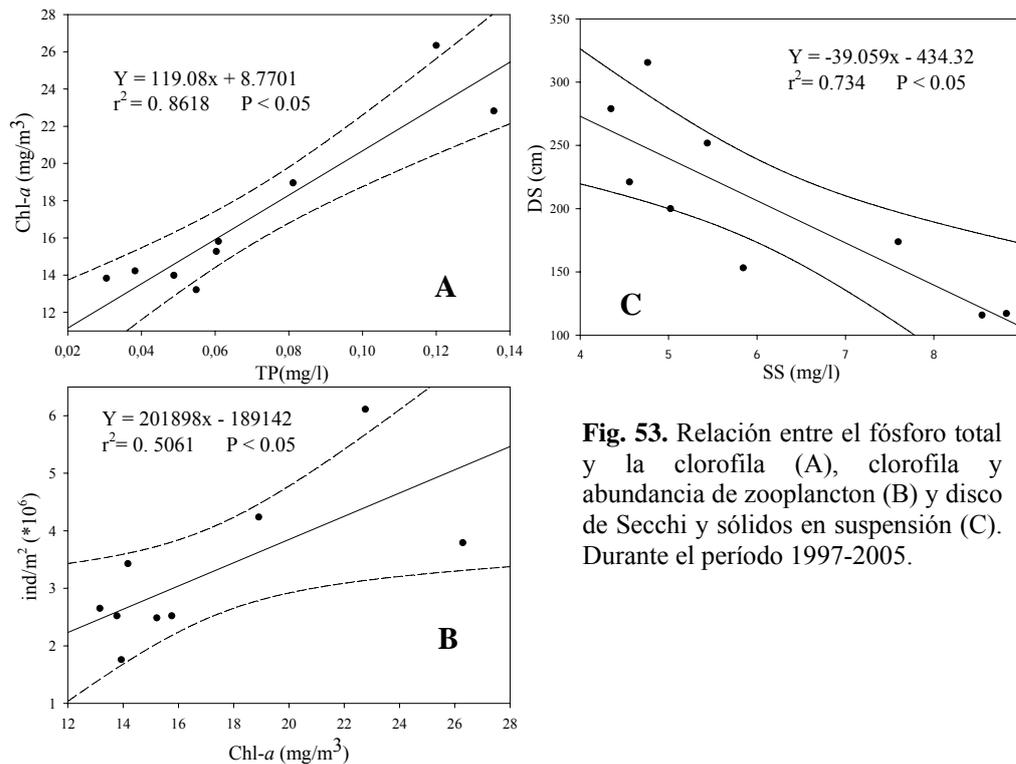
Entre 1997 y 2005 el valor promedio de la profundidad del disco de Secchi fue bastante irregular pero con una tendencia a disminuir. Entre el comienzo de la serie de datos y el final, el valor disminuyó en casi un metro pasando de 284.4 a 190.36 cm, con valores máximos en los meses de enero y febrero del 2003 con 664 y 560 cm respectivamente, coincidiendo con los mínimos promedios de sólidos en suspensión de toda la serie. La profundidad mínima del disco de Secchi se obtuvo en el mes de marzo del 2001, que a su vez coincide con el valor máximo de sólidos en suspensión (Fig. 52).

De acuerdo a los valores de transparencia, medidos con el disco de Secchi, podemos observar que las fases claras suceden entre el segundo y cuarto mes del año de manera más o menos constante hasta el año 2003. A partir de este año, éstas desaparecen casi en su totalidad (Fig. 52). En 1999, tampoco hubo fase clara y los valores de transparencia fueron los más bajos de la serie, coincidiendo con valores altos en sólidos en suspensión asociados a valores bajos en el volumen del embalse. En este año no supero los 54 hm<sup>3</sup> siendo el volumen promedio en el embalse de Sau, 117.28 hm<sup>3</sup>.



**Fig 52.** Variabilidad de la transparencia (DS) del agua y la concentración de sólidos en suspensión (SS) en el embalse de Sau, en el período 1997-2005. Los números de arriba corresponden al promedio anual del disco de Secchi.

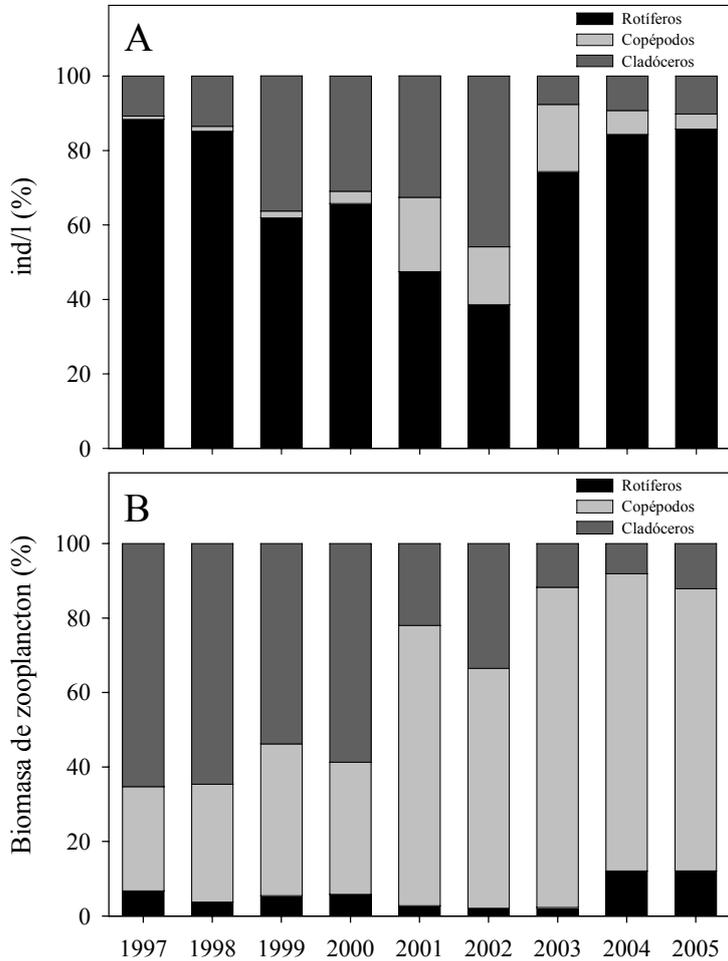
La concentración media anual del fósforo total (1997-2005) y la concentración de clorofila se correlacionaron positiva y significativamente (Fig. 53A). Al igual que la concentración media anual de clorofila y la abundancia de zooplancton (Fig. 53B) y la concentración media anual de sólidos en suspensión totales con la profundidad del disco de Secchi (Fig. 53C).



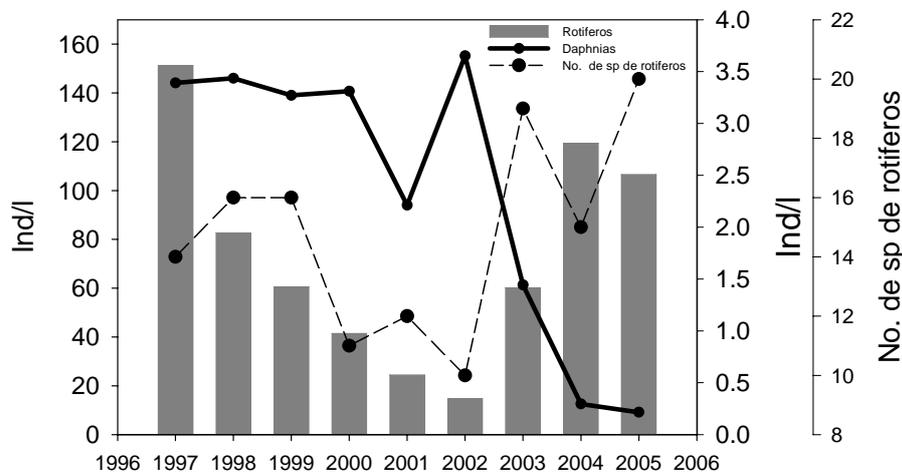
**Fig. 53.** Relación entre el fósforo total y la clorofila (A), clorofila y abundancia de zooplancton (B) y disco de Secchi y sólidos en suspensión (C). Durante el período 1997-2005.

Durante el período 1997-2005 los rotíferos fueron el grupo con mayor abundancia, seguidos por los cladóceros y los copépodos (Fig. 54A). En 1997 el total de la abundancia de zooplancton estuvo compuesto básicamente por rotíferos, cerca del 90 %. Entre este año y el 2000, el porcentaje de rotíferos decreció. En contraste, el porcentaje de cladóceros y copépodos aumentó. Hacia el 2002, el porcentaje de cladóceros era cercano al 45 %, seguido por los rotíferos con un porcentaje menor al 40 % y finalmente los copépodos con 15 %. A partir del 2003, la población de cladóceros decreció dramáticamente con un valor menor al 10 %. Mientras que los rotíferos alcanzaron un porcentaje mayor al 70 %. En términos de biomasa, la comunidad estuvo dominada por los cladóceros durante los primeros años, pero a partir del 2003 su biomasa decreció drásticamente y fue remplazada por la biomasa de los copépodos, la cual aumentó

considerablemente (Fig. 54B). La disminución de *Daphnia* desde el 2002, coincide con el aumento en la abundancia de los rotíferos al igual que con el aumento de su riqueza de especies (Fig. 55).



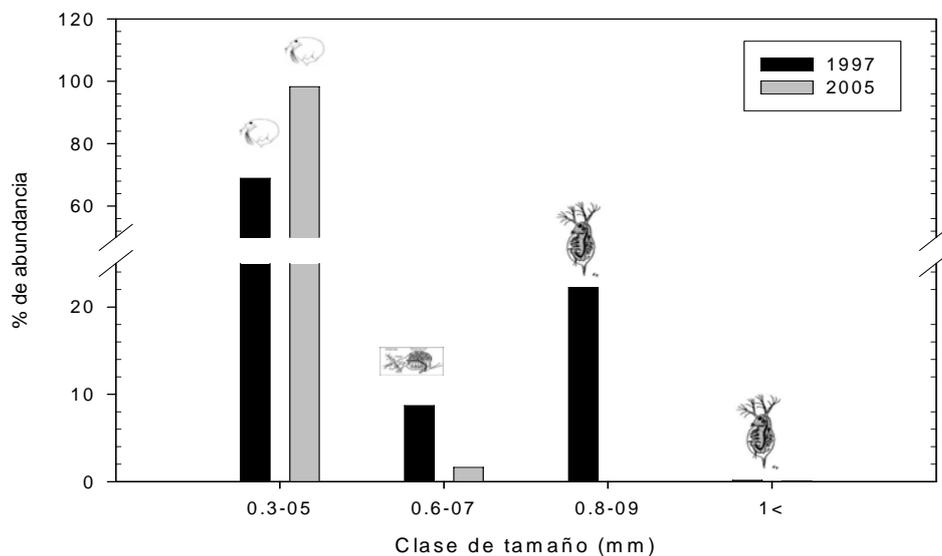
**Fig. 54.** Variabilidad temporal de la abundancia de zooplancton (A) y la biomasa de zooplancton (B) en el embalse de Sau durante el período 1997-2005.



**Fig. 55.** Variación en la abundancia y número de especies de Rotifera respecto a la variabilidad en la abundancia de *Daphnia* en el embalse de Sau, entre 1997 y 2005.

El tamaño promedio del grupo cladóceros para 1997 fue de 0.51 mm, con una población distribuida principalmente en tres clases de tamaño. La primera, entre 0.3 y 0.5 mm, en la cual se encontraba el mayor porcentaje de la población, cerca del 70 % y que corresponde en su mayoría a *Bosmina* y a algunos individuos del género *Ceriodaphnia* y *Moina*. La siguiente clase, 0.6-0.7 mm, en la que principalmente se encontraron individuos del género *Moina*, tuvo un porcentaje de abundancia cercano al 8 %. Y finalmente las dos últimas clases de tamaño, 0.7-0.8 y >1 mm, agruparon los géneros *Daphnia* y *Diaphanosoma* con un porcentaje de abundancia aproximado al 20 % (Fig. 56).

El valor promedio de tamaño del grupo cladóceros fue de 0.37 mm en el año 2005, lo que significa una disminución en casi un 30 % en su tamaño respecto a 1997. De igual manera la distribución de la abundancia de cladóceros para las mismas tres clases de tamaño cambió substancialmente. Prácticamente el 98 % de la población se ubicó en la clase de tamaño 0.3-0.5, es decir la más pequeña, y estuvo compuesta básicamente por individuos del género *Bosmina* (Fig. 56). Esto significa una desaparición de los géneros *Daphnia* y *Diaphanosoma* casi en su totalidad.



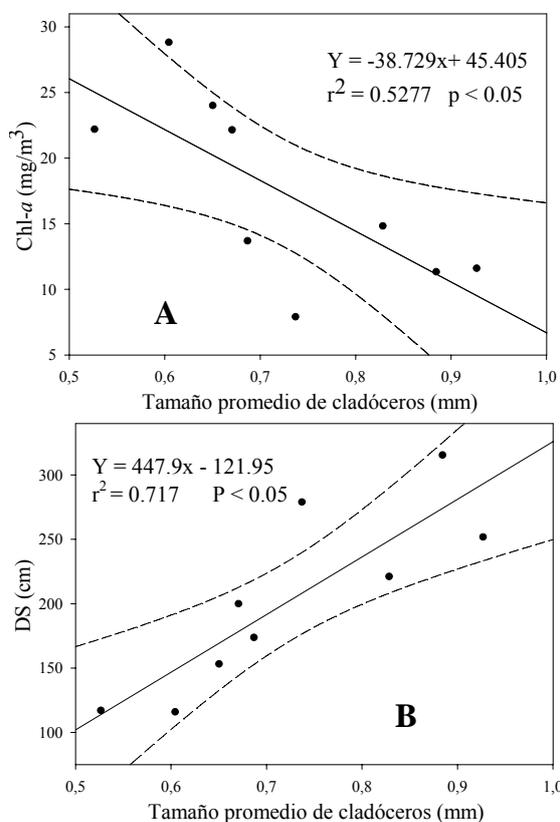
**Fig. 56.** Porcentajes de abundancia de cladóceros por clases de tamaño, en el embalse de Sau para el año 1997 y el 2005.

Durante la fase clara, la concentración de clorofila y el tamaño promedio de los cladóceros en el embalse de Sau presentan una tendencia inversa durante casi toda la serie (Fig. 57A). La correlación correspondiente, es inversa y significativa (Tabla 7). Por el contrario, la tendencia entre la profundidad del disco de Secchi y el tamaño de los cladóceros es la misma durante casi toda la serie y por consiguiente se correlacionan positiva y significativamente (Fig. 57B). La tabla 7 muestra la correlación entre todas las variables estudiadas.

	Chl	DS	TMC	SS <sub>i</sub>	TR	TP <sub>carga</sub>
Chl	1.00					
DS	<b>-0.85</b>	1.00				
TMC	<b>-0.73</b>	<b>0.85</b>	1.00			
SS <sub>i</sub>	0.28	-0.41	-0.39	1.00		
TR	-0.31	0.34	0.65	-0.42	1.00	
TP <sub>carga</sub>	0.23	-0.29	-0.12	0.48	-0.44	1.00

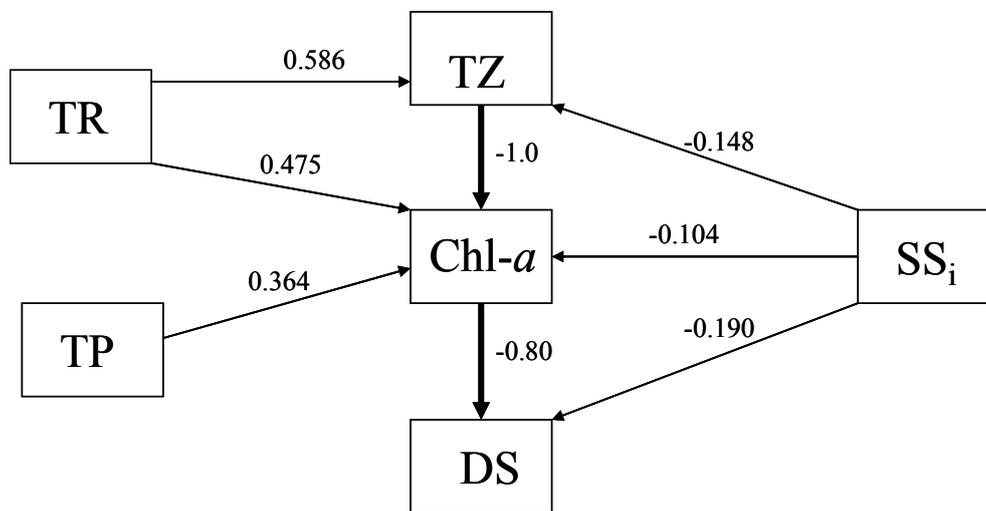
\*Las variables en negrita son significativas.  $p < 0.05$

**Tabla 7.** Correlaciones de variables estudiadas durante la fase clara. Durante el período 1997-2005. TMC: tamaño promedio de cladóceros; TR: tiempo de residencia; TP<sub>carga</sub>: carga de fósforo total del río.



**Fig. 57.** Relación entre la concentración de clorofila (A) y el disco de Secchi (B) con el tamaño promedio de cladóceros durante la fase clara, entre 1997 y 2005.

En la figura 58 se aprecia que los mayores coeficientes de camino, fueron los obtenidos entre las variables tamaño de zooplancton (TZ) y concentración de clorofila (Chl-*a*) y está última con la profundidad del disco de Secchi (DS). El resultado de los coeficientes de correlación estimados para los diferentes caminos posibles, y que en este caso representan únicamente la contribución indirecta de las diferentes variables y el disco de Secchi, son presentados en la Tabla 8. De todas las variables analizadas, la de mayor contribución indirecta fue la generada por el tamaño del zooplancton sobre la profundidad del disco de Secchi, a través o vía, concentración de clorofila.

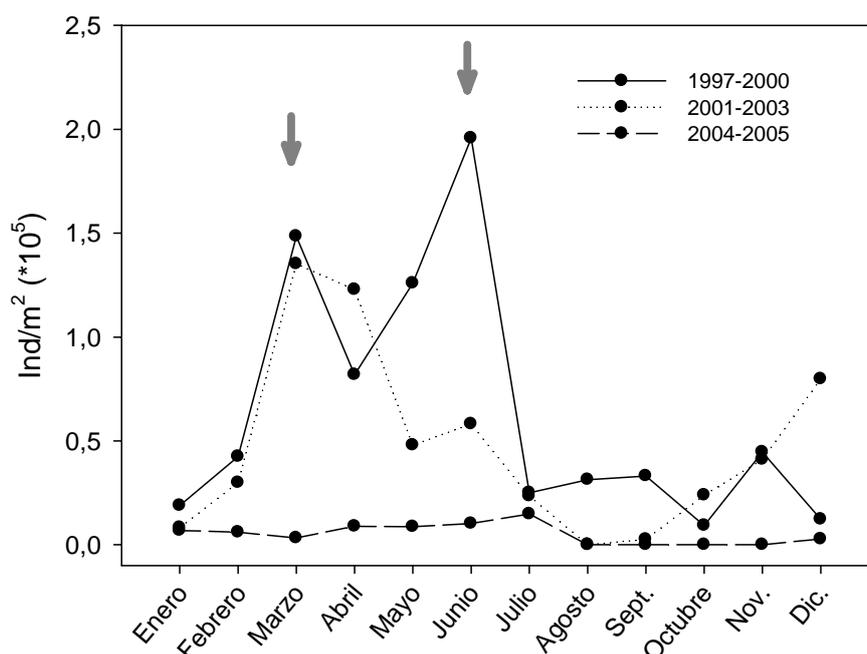


**Fig. 58.** Diagrama de análisis de camino o *path analysis*. Las flechas muestran la causación entre dos variables y el número sobre ellas significa la fuerza de la relación entre esas dos variables. (TR: tiempo de residencia; TZ: tamaño del zooplancton; DS: disco de Secchi; TP: fósforo total; SSi: Sólidos en suspensión inorgánicos; Chl-*a*: Clorofila a).

Camino o <i>path</i>	Coefficiente de camino	Camino final	Coefficiente del camino final estimado.
TR → TZ → Chl- <i>a</i> → DS	0.47		
TR → Chl- <i>a</i> → DS	-0.38	RT → SD	0.09
TP → Chl- <i>a</i> → DS	-0.29	TP → SD	-0.29
SSi → ZS → Chl- <i>a</i> → DS	-0.12		
SSi → Chl- <i>a</i> → DS	0.08		
SSi → DS	-0.19	SSi → SD	-0.23
TZ → Chl- <i>a</i> → DS	0.80	ZS → SD	0.80

**Table 8.** Resumen de los coeficientes de camino para todas las posibles conexiones causales entre las variables explicativas seleccionadas y la profundidad del disco de Secchi. TR: tiempo de residencia, TZ: tamaño de zooplancton.

Finalmente, dividiendo la dinámica poblacional del género *Daphnia* en tres diferentes períodos de tiempo, el primero 1997-2000, el segundo 2001-2003 y finalmente 2004 – 2005, se observa que en el primer período se encontraron dos picos máximos de crecimiento; uno durante la primavera, en el mes de marzo y otro en junio, a comienzo del verano. En el segundo período de tiempo, el primer pico de crecimiento se mantuvo pero el segundo se redujo considerablemente. Y finalmente en el último período de tiempo la desaparición del género *Daphnia* fue casi absoluta (Fig. 59).



**Fig. 59.** Dinámica del género *Daphnia* en el embalse de Sau, entre 1997 y 2005. Las flechas indican los picos de crecimiento del género *Daphnia* durante el período 1997-2000.

#### 4.2.1 Discusión

El tamaño del zooplancton, fue la variable que más contribuyó sobre la variabilidad de la transparencia del agua, durante el período involucrado en la fase clara. La profundidad del disco de Secchi como estima de la transparencia del agua, se relacionó positivamente con el tamaño del zooplancton, aunque dicha relación es indirecta, ya

que realmente la variable que interfiere con la transparencia del agua es la concentración de clorofila que, a su vez, es afectada por la relación existente con el tamaño del zooplancton. Todo esto está dentro del marco conceptual de la hipótesis tamaño-eficiencia (Brooks and Dodson, 1965). En el diagrama de camino (Fig. 58) se ve más claramente esto, ya que dibuja el efecto indirecto que ejerce el tamaño del zooplancton sobre la transparencia del agua, a través del forrajeo de las algas, y que afecta la concentración de clorofila; que a su vez determina el aumento o disminución de la profundidad del disco de Secchi. Dicha presión del zooplancton sobre las algas y los procesos que desencadena en niveles tróficos más bajos, podría definirse como un proceso de tipo *top-down*, el cual explica por qué la concentración de nutrientes, no determina el total de la varianza en la producción algal (Thorton *et al.*, 1990).

El género *Daphnia*, ligado normalmente con la aparición de la fase clara, sufrió una marcada reducción en su abundancia a partir del año 2002-2003. El tamaño de los cladóceros, en general, disminuyó considerablemente entre el comienzo y final de la serie; su valor promedio pasó de 0.51 mm en 1997 a 0.37 mm en el 2005. Estos cambios coinciden y se podrían relacionar con la desaparición de la fase clara en los dos últimos años de la serie, ya que el zooplancton de menor tamaño tiene menor tasa de filtración. Dicha desaparición también podrían relacionarse con un aumento en la concentración de sólidos en suspensión como lo ocurrido en el año 1999; pero los valores de sólidos en suspensión para estos dos años no fueron tan altos como los obtenidos para 1999. Sin embargo, sí existe una relación significativa entre la concentración promedio de sólidos en suspensión con la profundidad del disco de Secchi, pero se ha de tener en cuenta, que parte de las partículas que forman los sólidos en suspensión están formados por algas.

Armengol *et al.*, (2003) estudiando datos promedios del embalse de Sau, obtenidos entre 1995 y 2001, concluyeron que la concentración de clorofila no era el mejor descriptor de la transparencia del agua; por el contrario si lo era la concentración de sólidos en suspensión, como consecuencia la mayoría de las veces, a sequías, fuertes lluvias o fluctuaciones en el nivel del agua. Estas conclusiones son ciertas pero se ha de anotar, que en dicho estudio los datos corresponden a todo el año, y en el presente estudio los datos corresponden a la fase clara únicamente.

Al relacionar durante la fase clara, los sólidos en suspensión de carácter únicamente inorgánico (SSi) con la profundidad del disco de Secchi, evitando así la covarianza entre concentración de clorofila y concentración de sólidos en suspensión totales (SS), se puede observar que su contribución sobre la transparencia del agua es baja comparándola con la obtenida entre tamaño de zooplancton y concentración de clorofila, tanto directa como indirectamente, a pesar de que si existe cierta relación.

Ni el tiempo de residencia ni la carga de fósforo proveniente del río Ter, contribuyeron de manera notoria sobre la transparencia del agua durante la fase clara. En los estudios realizados a lo largo de la historia del embalse de Sau, el fósforo proveniente del río siempre ha estado vinculado a procesos de eutrofización y por lo tanto a producción algal. (Vidal *et al.*, 1993; Armengol *et al.*, 1986; Armengol *et al.*, 1999; Comerma *et al.*, 2001; Comerma *et al.*, 2003, Marcé *et al.*, 2004). Sin embargo, los datos analizados en este estudio muestran que durante la fase clara la carga de fósforo no es la variable predictora más importante de la transparencia del agua, mientras que como se ha mencionado antes, sí lo es el tamaño del zooplancton y la concentración de clorofila.

Por otra parte, con todos los datos anuales se encontró una relación positiva y significativa entre el fósforo total epilimnético y la concentración de clorofila y está a su vez con la abundancia de zooplancton. Estos resultados sugieren un proceso de tipo *bottom-up* (Carpenter, 1993) en el que la variabilidad en la producción primaria está determinada por la disponibilidad de nutrientes, en este caso el fósforo total, y a su vez ésta determina la disponibilidad del alimento del que depende el zooplancton para su crecimiento. Así, tanto procesos de tipo *bottom-up* como procesos *top-down* se dan en el embalse de Sau, pero el segundo proceso solo ocurre de manera importante durante la fase clara y el otro predomina durante el resto del año.

Junto con la reducción en la población de *Daphnia* a partir del año 2002 y la disminución en general de tamaño de los cladóceros, ocurrieron importantes cambios en las comunidades de zooplancton. Hasta el año 2002, la población de rotíferos había sufrido una fuerte reducción en su abundancia y a su vez el número de cladóceros se había incrementado casi con la misma tendencia. La población de rotíferos es reducida en presencia de *Daphnia* por dos razones. La primera razón se debe a la disponibilidad de recursos y la competencia por ellos. El nicho en el que se alimentan estos dos grupos

es similar, sin embargo *Daphnia* consume en un espectro más amplio de tamaños de algas que los rotíferos y además de manera más eficiente. De esta manera, en momentos en los que hay limitación de alimento en un sistema, es probable que *Daphnia* sea más competitiva. La segunda razón es de tipo mecánica. Este cladóceros puede ingerir algunas especies de rotíferos y retenerlos en la cámara abdominal por algunos segundos. Algunos son expulsados en buenas condiciones, pero otros, con serios daños que pueden ocasionarles la muerte (Gilbert., 1988).

Al final del año 2002 el porcentaje de cladóceros y de rotíferos era casi el mismo y el de copépodos había sufrido un ligero aumento. Pero a partir de este año la población de cladóceros empezó a disminuir considerablemente y la de rotíferos se incrementó. La de copépodos permaneció casi igual durante el año 2003, pero en el 2004 se redujo drásticamente. Todo esto coincidió con el aumento tanto en la abundancia como en el número de especies de rotíferos.

En el embalse de Sau, dichos cambios en la población de zooplancton podrían estar asociados a la introducción de peces exóticos. La introducción de *Silurus*, en 1999 aproximadamente, junto con los zooplanctívoros *Alburnus alburnus* y *Rutilus rutilus*, ha coincidido con algunos de los cambios ya mencionados en las comunidades de zooplancton, a partir principalmente del año 2003. La reducción en el tamaño de los cladóceros durante los últimos años, quedando únicamente organismos menores a 0.5 mm, que corresponden básicamente a *Bosmina*, es congruente con la estrategia de predación selectiva, por tamaño de sus presas, que tienen estos peces y coincide con algunos de los resultados obtenidos por Brooks and Dodson (1965). Así, organismos de mayor tamaño como *Daphnia* son más vulnerables y organismos más pequeños como *Bosmina*, más exitosos. Un gran incremento en algas filamentosas o *Mycrosistis* podría inhibir igualmente el crecimiento de *Daphnia* (Steiner, 2004), pero durante el período estudiado, no se han reportado afloramientos importantes de estas algas.

En los resultados mostrados, se observa no sólo la dramática disminución en la población del género *Daphnia*, sino que se evidencian tres períodos diferentes de crecimiento, relacionados probablemente por la introducción de los peces *Silurus*, *Alburnus alburnus* y *Rutilus rutilus*. Los picos de crecimiento correspondientes al primer período coinciden con la época de máximo crecimiento algal, primavera y verano,

seguramente en este período el efecto de los peces aún no había hecho efecto sobre la población de cladóceros. En el segundo período, 2001-2003, se observa el mismo primer pico de crecimiento observado los tres años anteriores, pero el segundo pico disminuye considerablemente, lo que sugiere que a partir de este momento, el efecto de los peces comienza a notarse. Finalmente, en el último período se observa como la población de este cladóceros prácticamente desaparece, coincidiendo con los dos años en los que desapareció la fase clara.

Teniendo en cuenta lo dicho anteriormente, es fácil pensar que el efecto tipo *top-down* que han estado ejerciendo peces zooplanctívoros sobre las comunidades de zooplancton está afectando la transparencia del agua y por lo tanto podría ser la principal causa de la desaparición de la fase clara en los dos últimos años de la serie. Es conocido que el género *Daphnia* tiene una capacidad enorme de filtración, entre 5-80 ml ind<sup>-1</sup> día<sup>-1</sup> (Margalef, 1983) y de asimilación, una *Daphnia pulex* de 0.8 mm (a 15 °C) puede asimilar aproximadamente 2.4 µg C d<sup>-1</sup> (Reynolds, 1984); por lo tanto su efecto sobre la transparencia del agua es considerable.

### 4.3 EL CLIMA LUMINICO EN LOS EMBALSES CATALANES: Efecto de la concentración de clorofila y de los sólidos en suspensión.

#### 4.3.1 Embalses catalanes

En la tabla 9 se pueden observar los valores de las cuatro variables estudiadas. De forma general se puede decir que los resultados obtenidos muestran una gran variabilidad. Así, el disco de Secchi (*DS*) osciló entre 0.75 m y 7.40 m, mientras que el coeficiente de extinción de la luz (*K*) lo hizo entre 0.3 y 3.2 m<sup>-1</sup>. Por otro lado, las concentraciones de sólidos en suspensión (*SS*) y clorofila (*Chl a*) también son indicadoras de una gran variedad de condiciones ambientales. Los sólidos en suspensión presentan un rango de 1466.7 mg/m<sup>3</sup> a 18717.9 mg/m<sup>3</sup> y la concentración de clorofila de 0.89 mg/m<sup>3</sup> a 102.9 mg/m<sup>3</sup>.

Lugar	<i>SS</i> (mg/m <sup>3</sup> )	<i>DS</i> (m)	<i>Chl a</i> (mg/m <sup>3</sup> )	<i>K</i> (m <sup>-1</sup> )
SANTA ANA	2500.0	4.0	1.27	0.4
LA BAELLS	1466.7	4.3	2.04	0.3
BOADELLA	5625.0	3.0	3.40	0.6
CANELLES	1800.0	1.5	0.89	0.8
CAMARASA	1983.5	4.0	2.76	0.4
ESCALES	2500.0	6.8	1.95	0.3
SANTA FE	3300.0	2.6	5.43	0.7
FLIX	2000.0	5.9	2.35	0.4
LA LLOSSA	4153.8	4.8	2.65	0.4
SAN LLORENT	5100.0	1.5	2.64	0.6
OLIANA	3750.0	4.8	4.94	0.6
SANT PONÇ	4200.0	1.6	1.33	0.6
RIUDECANYES	7916.7	1.1	10.77	0.9
RIALB	4782.6	1.7	7.83	0.7
RIBARROJA	2100.0	5.4	4.33	0.5
SAU	8000.0	1.3	25.24	0.9
SIURANA	2000.0	5.5	1.52	0.3
SUSQUEDA	8181.8	1.6	22.65	0.8
TALARN	1478.3	7.4	1.38	0.3
TERRAETS	28157.9	0.78	1.757	1.9
FOIX	18717.9	0.75	102.9	3.2

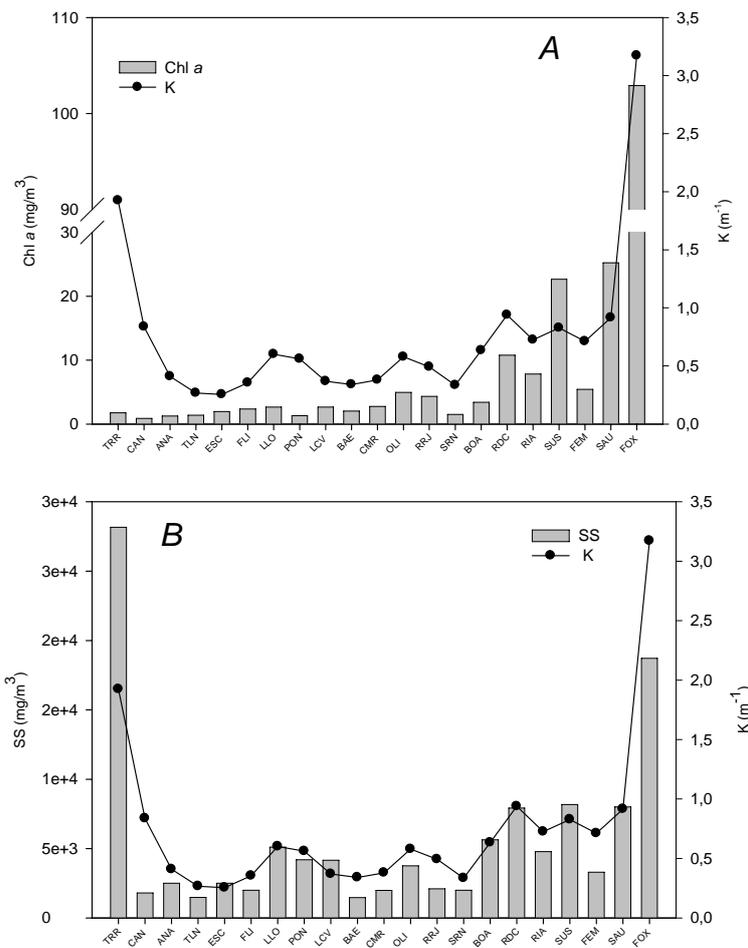
**Tabla 9.** Valores de Sólidos en suspensión, visión del disco de Secchi, clorofila *a* y coeficiente extinción para cada uno de los embalses estudiados en el verano del año 2002.

La medida del disco de Secchi por sí misma, no es una estima directa del estado trófico ni de la concentración de sólidos en suspensión y clorofila. No obstante en los embalses de Foix, Terradets, Sau y Susqueda sí que existe una relación entre *DS* y estas variables. En el caso de Foix, un embalse hipereutrófico (Marcé *et al*, 2000), el valor del disco de Secchi es el más bajo, (0.75 m), presenta la concentración mas alta de clorofila (102.9 mg/m<sup>3</sup>) y el segundo valor más alto en sólidos en suspensión (18717.9 mg/m<sup>3</sup>). El embalse de Terradets con la concentración mas alta de sólidos en suspensión (28157.9 mg/m<sup>3</sup>) presenta el segundo valor de *DS* más bajo (0.78 m). Por último los embalses Sau y Susqueda, que tienen valores intermedios de clorofila y *SS* presentan valores de *DS* bajos por el efecto combinado de ambas variables.

Como se ha mencionado, el embalse de Foix presenta un valor muy elevado de clorofila (102.9 mg/m<sup>3</sup>), comparado con el resto de embalses estudiados. El siguiente en concentración de clorofila es Sau con 25.24 mg/m<sup>3</sup>. En ambos casos se trata de embalses eutróficos o hipereutróficos debido principalmente al aporte de aguas residuales con cargas elevadas de material orgánico, fósforo y nitrógeno amoniacal (Marcé *et al*, 2000, Vidal & Om, 1993) que favorece el desarrollo del fitoplancton y por ende tienen altas concentraciones de clorofila. En el caso de Sau, que a pesar de la elevada carga orgánica y de nutrientes que recibe, su forma larga y estrecha y su gran actividad biológica permiten que se realice una elevada autodepuración. (Armengol *et al*, 1999); esta actividad permite mejorar de forma notable la calidad del agua que es extraída y pasada a Susqueda. Por este motivo Susqueda no presenta concentraciones de clorofila tan elevadas y la transparencia del agua es mayor.

La otra variable que incide en el clima lumínico de los embalses estudiados es la concentración de sólidos en suspensión. Como puede verse en la tabla 9 todos los embalses presentan valores inferiores a 10000 mg/m<sup>3</sup> con excepción de Terradets y Foix que alcanzan 25158 mg/m<sup>3</sup> y 18718 mg/m<sup>3</sup> respectivamente. La situación de estos dos últimos embalses es, no obstante, muy desigual ya que Terradets no presenta una concentración elevada de clorofila, por lo que no se puede hablar de un sistema eutrófico como en el caso de Foix.

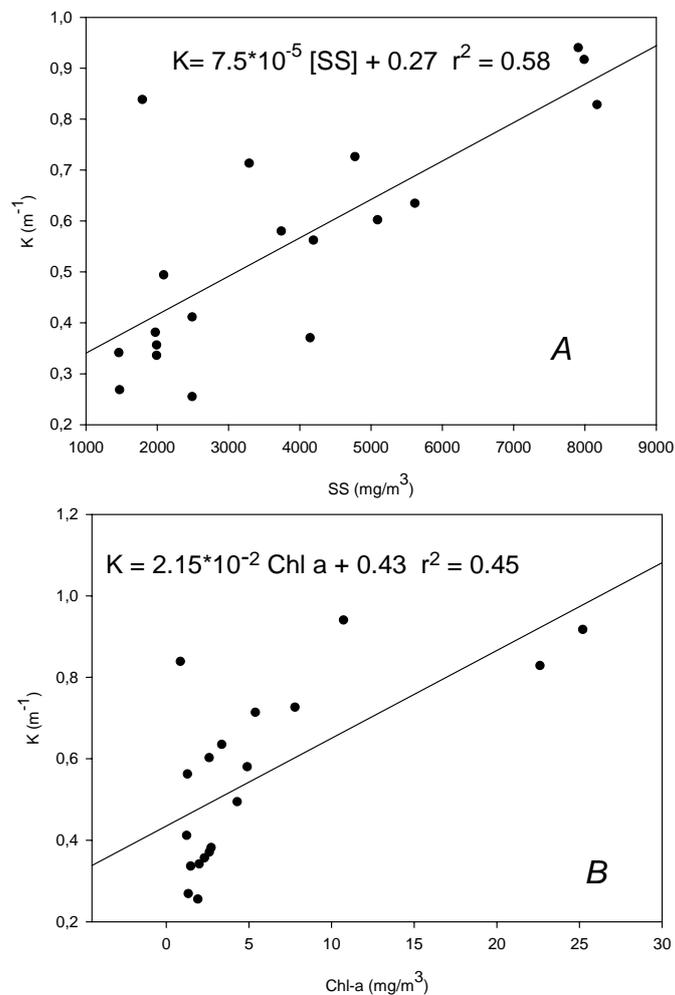
De acuerdo con lo esperado, los mayores valores de  $K$  los presentan los embalses Terradets y Foix, con  $1.92 \text{ m}^{-1}$  y  $3.17 \text{ m}^{-1}$  respectivamente; mientras que la media para todos los embalses es de  $0.74 \text{ m}^{-1}$ . De acuerdo a las figuras 60A y 60B, estos valores coinciden con las mayores concentraciones de sólidos en suspensión y/o clorofila; lo que nos deja ver de manera intuitiva una importante relación entre la cantidad de sólidos en suspensión y clorofila a con los valores de  $K$ .



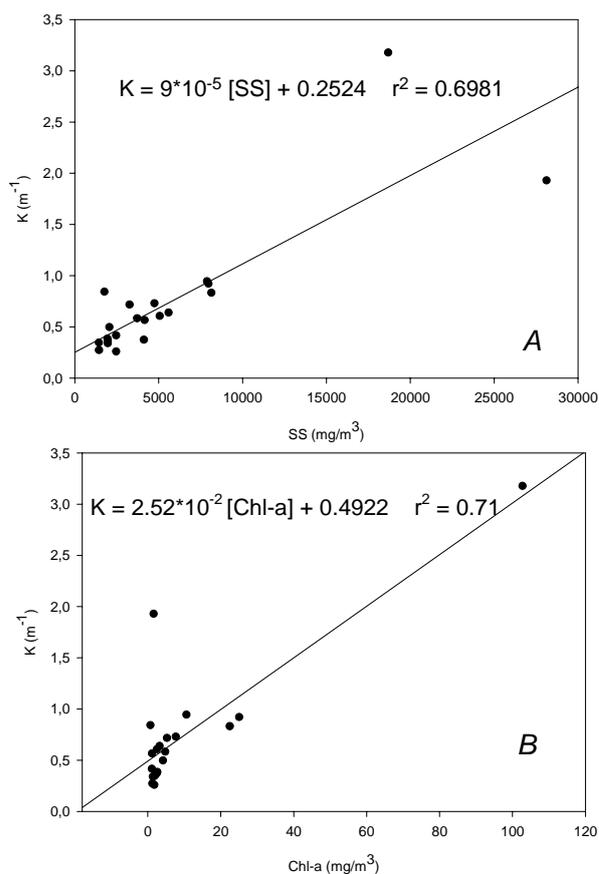
En las figuras 61A y 61B se puede ver la relación existente entre  $K$  con  $SS$  y  $Chl a$  para el conjunto de embalses estudiados. En ambas figuras se puede ver que tanto  $SS$  como  $Chl a$  muestran un efecto significativo ( $p < 0.05$ ) con la atenuación de la luz en el agua. Es importante destacar que en las correlaciones mostradas no se han incluido los datos de Foix y Terradets ya que al tener valores tan elevados de  $Chl a$  y  $SS$  presentan correlaciones mucho más altas y significativas (Fig.62A y 62B), pero claramente espurias desde el punto de vista de la interpretación de los resultados.

Otro aspecto a destacar de la relación de  $K$  con  $Chl a$  y  $SS$  es que la mayor correlación entre  $K$  y  $SS$  sugiere que hay un porcentaje más elevado de luz que es dispersada que la absorbida.

La mayor correlación entre los sólidos en suspensión y  $K$ , puede atribuirse a las tormentas de verano, que junto a los fuertes vientos característicos de esta época del año generan un incremento del aporte de material en suspensión. El origen de estos materiales son los aportes de los afluentes y la resuspensión. Por este motivo, hay que insistir que estos resultados que se presentan corresponden a una sola época del año y cuando el fitoplancton no presenta su máximo desarrollo. Muy posiblemente los mismos embalses, pero en primavera, presentarían una mayor correlación entre  $K$  y  $Chl a$  que con  $SS$ .



**Fig. 61.** Relación entre los sólidos en suspensión (A) y la clorofila (B) con el coeficiente de extinción de la luz.  $p < 0.05$

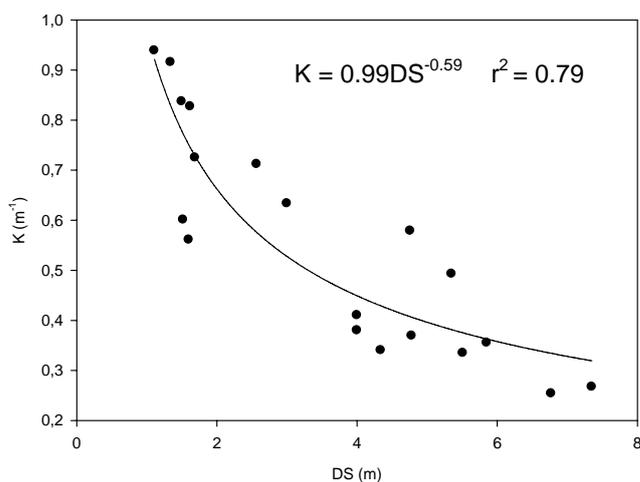


**Fig. 62.** Relación entre el coeficiente de extinción ( $K$ ) con la concentración de sólidos (A) en suspensión (SS) y de clorofila (B), incluyendo los embalses de Foix y Terradets. La relación resulta significativa ( $p < 0.05$ ), pero los puntos correspondientes a estos embalses hacen que la correlación sea dudosa.

#### 4.3.1.1 Relación del disco de Secchi, DS y el coeficiente de extinción, $K$ .

La utilización de  $DS$  como una forma indirecta de estimar  $K$  se conoce del trabajo pionero de Poole & Atkings (1929) en el que se estableció la relación  $DS \cdot K = 1.7$ . Aunque hoy se sabe que  $K$  y  $DS$  no miden exactamente lo mismo (Preisendorfer, 1986; Kirk, 1994) y que el producto de  $DS$  y  $K$  dista mucho de ser constante (Koenings & Edmondson, 1991; Kolf, 2002) ambas variables miden propiedades similares sobre las características ópticas del agua. Por este motivo las dos variables presentan un cierto grado de correlación. En nuestro estudio estas variables se relacionan mediante la ecuación (Fig. 63),

$$K = 0.99 \cdot DS^{-0.59} \quad r^2 = 0.79 \quad p < 0.01 \quad (15)$$



**Fig. 63.** Relación entre el coeficiente de extinción y la visión del disco de Secchi. La correlación es significativa ( $p < 0.05$ ) como lo demuestra la ecuación resultante de esta regresión

Con respecto a la relación  $DS * K$ , los resultados obtenidos muestran una gran variabilidad ya que oscilan entre 0.9 y 2.75 (tabla 10), que da una idea muy clara de la gran diversidad de climas lumínicos de los embalses estudiados. No obstante, el valor medio de  $A$  es de 1.66, lo que se aproxima bastante al valor encontrado por Rull *et al*, (1984) para un conjunto de 100 embalses, o al valor de 1.78 para el período 1997 a 2001 en el embalse de Sau (Armengol *et al*, 2003) o al ya conocido valor de 1.7 de Poole & Atkins (1929). No deja de ser curioso que los valores puntuales de todos los trabajos mencionados muestran una gran variabilidad, pero que, cuando se promedian los resultados se obtengan valores que se aproximan a 1.7.

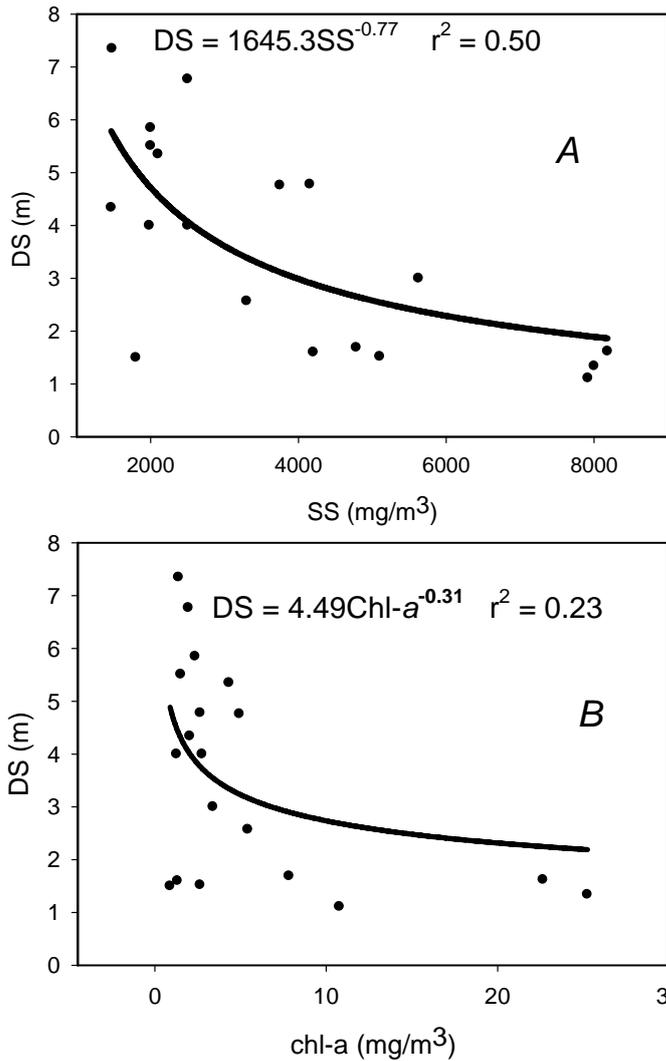
A la vista de estos resultados se puede concluir que, a pesar de las críticas, del uso indiscriminado de la relación  $K = 1.7/DS$ , en ausencia de perfiles de luz que permiten estimar  $K$  de forma directa, es la mejor opción.

<b>Embalse</b>	<b>K</b>	<b>DS</b>	<b>A (Cte).</b>
Santa Ana	0.4	4.0	1.64
La Baells	0.3	4.3	1.48
Boadella	0.6	3.0	1.90
Canelles	0.8	1.5	1.26
Camarasa	0.4	4.0	1.52
Escales	0.3	6.8	1.72
Santa Fe	0.7	2.6	1.83
Flix	0.4	5.9	2.08
La Llosa	0.4	4.8	1.76
San Llorent	0.6	1.5	0.91
Oliana	0.6	4.8	2.75
Sant Ponç	0.6	1.6	0.90
Riudecanyes	0.9	1.1	1.04
Rialb	0.7	1.7	1.22
Ribarroja	0.5	5.4	2.64
Sau	0.9	1.3	1.23
Siurana	0.3	5.5	1.84
Susqueda	0.8	1.6	1.34
Talarn	0.3	7.4	1.96
Terradets	1.9	0.78	1.50
Foix	3.1	0.75	2.38

**Tabla 10.** Valores del coeficiente de extinción (*K*), profundidad del disco de Secchi (*DS*) y valor de la constante resultante de la relación  $DS * K = A (Cte)$ . El promedio de dicha constante para todos los embalses es de 1.66.

#### **4.3.1.2 Relación entre el disco de Secchi y las concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión.**

De acuerdo con los trabajos de Edmondson (1980), Lorenzen (1980) y Megard *et al.*, (1980) la clorofila no resulta siempre ser el principal factor que contribuye a la atenuación de la luz y por lo tanto a la transparencia del agua. Como se puede comprobar con las figuras 64A y 64B en las que se obtiene una correlación mucho menos significativa ( $r^2 = 0.23$ ;  $n = 19$ ;  $p < 0.01$ ) entre las variables disco de Secchi y clorofila *a* que la obtenida para la relación entre los sólidos en suspensión y el disco de Secchi ( $r^2 = 0.48$ ;  $n = 19$ ;  $p < 0.01$ ). El mismo comportamiento se observó al relacionar estas variables con el coeficiente de extinción, *K*.



**Fig. 64.** Relación entre la concentración de clorofila *a* (A) y los sólidos en suspensión (B) con la profundidad del disco de Secchi.  $P < 0.01$ .

#### 4.3.1.3 Componentes del coeficiente de extinción de la luz (K)

Con el objetivo de obtener cual es la contribución real de las variables sólidos en suspensión y clorofila, se ha aplicado la metodología de regresión lineal múltiple paso a paso propuesta por Reynolds (1984). Mediante este método, se ha descompuesto el coeficiente de extinción total medido,  $K$ , en la suma de sus componentes parciales. Estos componentes son: 1) Fitoplancton como partícula ( $K_{fito\ p}$ ); que corresponde a la fracción orgánica del fitoplancton en peso seco asumiendo la relación  $SS_{fito\ p}$  (mg/l) =  $100 * [Chl\ a]$  mg/l ( Reynolds, 1984; Philips et al, 1995, Effler et al, 2002), 2) Tripton ( $K_{tripton}$ ) definido como material particulado inanimado, 3) Clorofila *a* ( $K_{Chl\ a}$ ) y 4)  $K_w$

que es el coeficiente de extinción para el agua pura con un valor aceptado por estos mismos autores de  $0.09 \text{ m}^{-1}$ . La relación resultante a seguir es la siguiente:

$$K = K_w + K_{tripton} + K_{fito p} + K_{Chl a} \quad (16)$$

Dicha sumatoria asume que cada componente es independiente de los demás, lo que no puede ser siempre cierto (Kirk, 1994)

La ecuación (16) se deriva de la (4), pero sin tener en cuenta el efecto del color del agua,  $K_g$ . Esto se debe a que los embalses estudiados no tienen aportes importantes de sustancias húmicas que den color al agua de forma apreciable.

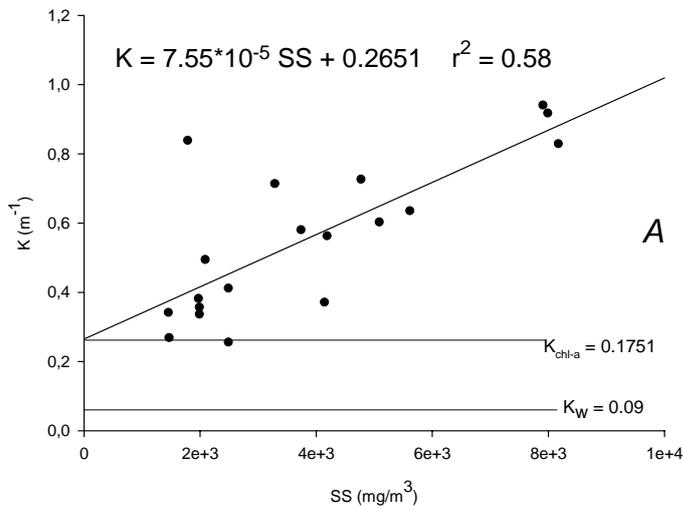
La descomposición de  $K$  según la ecuación (16) se ha realizado utilizando los datos correspondientes a 19 de los 21 embalses catalanes que se han muestreado, ya que Foix y Terradets como se ha mencionado no han sido tenidos en cuenta en el presente análisis. Utilizando la ecuación de la recta correspondiente a la correlación entre  $K$  y  $SS$  que es la que presenta un mayor coeficiente de correlación (Fig. 61A y 61B), tenemos:

$$K = 7.55 \cdot 10^{-5} SS + 0.2651 \quad r^2 = 0.58, \quad n=19, \quad p < 0.01 \quad (17)$$

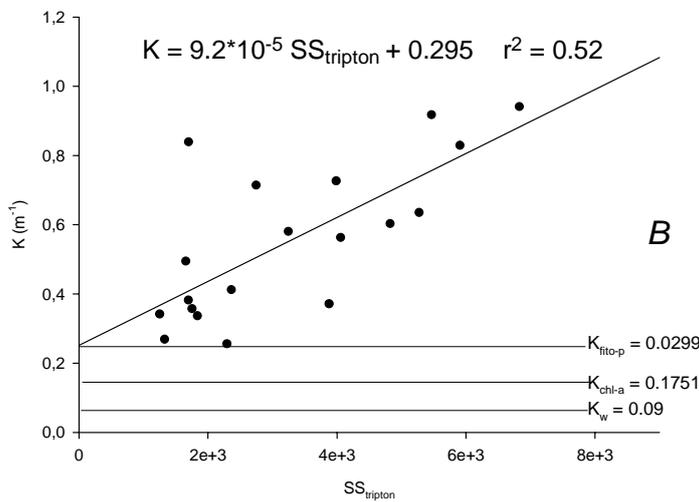
En dicha ecuación 0.2651 es el valor de  $K_w + K_{Chl a}$  de la ecuación (16). Si aceptamos que  $K_w = 0.09 \text{ m}^{-1}$ , Reynolds (1979) considera que su valor oscila entre 0.08 y 0.11, entonces  $K_{Chl a}$  vale 0.1751 (Fig. 65A). Este último valor dividido por la concentración media de clorofila para los 19 embalses,  $5.54 \text{ mg/m}^3$ , indica cual es la contribución media de una unidad de clorofila en  $K_{Chl a}$ . Según este razonamiento se obtiene la relación  $K_{Chl a} = 0.0316 \text{ m}^2/\text{mg} [K_{Chl a}] \text{ mg/m}^3$ . El siguiente paso consiste en calcular una nueva recta de regresión similar a la anterior pero utilizando como variable independiente  $SS_{tripton} = SS - SS_{fito p}$ , es decir, que es la concentración de material particulado inanimado (Fig. 65B). La nueva recta de regresión es,

$$K = 9.2 * 10^{-5} SS_{tripton} + 0.295 \quad r^2 = 0.52, \quad n=19, \quad p < 0.01 \quad (18)$$

Pero ahora la intersección indica el valor de  $K_w + K_{Chl a} + K_{fito p}$ . Como conocemos cuál es el valor de  $K_w + K_{Chl a}$  por la ecuación 17, tenemos que  $K_{fito p} = 0.0299$ . Si dividimos  $K_{fito p}$  por la concentración media de fitoplancton como partícula para los embalses estudiados,  $554.51 \text{ mg/m}^3$ , obtenemos la expresión,  $K_{fito p} = 5.39 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3$ , que es una estima de la contribución de  $SS_{fito p}$  en el valor de  $K$ .



**Fig. 65.** Descomposición de  $K$  en los  $K$  parciales de las diferentes variables que intervienen en la atenuación de la luz. Descomposición de  $K$  en  $K_w$  y  $K_{Chl a}$  (A) y  $K_{fito-p}$ . (B).



Finalmente, agrupando todos los términos que se han ido calculando podemos escribir que:

$$K_{calc} = 9.2 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{tripton}] \text{ mg/m}^3 + 5.39 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3 + 3.16 * 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [K_{Chl a}] \text{ mg/m}^3 + 0.09 \text{ m}^{-1} \quad (19)$$

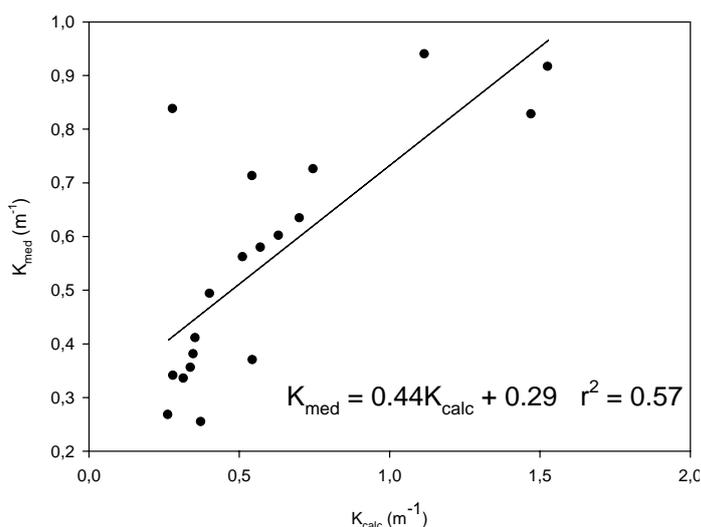
Ecuación que muestra la descomposición del coeficiente de extinción total en la suma de todos los coeficientes de extinción parciales de la radiación PAR. Esta ecuación tan solo permite estimar el  $K$  calculado a partir de los valores de las diferentes variables que intervienen en su definición. La predictibilidad de  $K$  dependerá de la significación estadística de la relación entre ambas variables, la  $K$  medida y la calculada.

En la tabla 11, se pueden ver los valores de  $K_w$ ,  $K_{tripton}$ ,  $K_{fito\ p}$ ,  $K_{Chl\ a}$  para todos los embalses estudiados, así como su suma, que como se ha dicho, es una estima de  $K$  que denominamos  $K$  calculado ( $K_{calc}$ ).

Como se puede ver en la figura 66, la relación entre  $K$  medido ( $K_{med}$ ) y  $K$  calculado ( $K_{calc}$ ) es estadísticamente significativa. Este resultado no deja de ser una aproximación aceptable dado que se han asumido una serie de condiciones que no tienen que ser necesariamente ciertas, como que la concentración de fitoplancton como partículas es una relación constante de la concentración de clorofila (Reynolds, 1984). Igualmente se ha asumido la ausencia de color en el agua, sin que se haya medido. Finalmente, se ha considerado que el efecto del tripton es igual en todos los embalses y sin diferenciar si los materiales son alóctonos o autóctonos, o peor aún, sin diferenciar si se trata de material orgánico o inorgánico.

Embalse	$K_{SS_{tripton}}$	$K_{SS_{fito\ p}}$	$K_{Chl-a}$	$K_w$	Suma de $K_s$
Santa Ana	0.22	0.01	0.04	0.09	0.36
La Baells	0.12	0.01	0.06	0.09	0.28
Boadella	0.49	0.02	0.11	0.09	0.70
Canelles	0.16	0.00	0.03	0.09	0.28
Camarasa	0.16	0.01	0.09	0.09	0.35
Escales	0.21	0.01	0.06	0.09	0.37
Santa fe	0.25	0.03	0.17	0.09	0.54
Flix	0.16	0.01	0.07	0.09	0.34
La Llosa	0.36	0.01	0.08	0.09	0.55
San Llorent	0.44	0.01	0.08	0.09	0.63
Oliana	0.30	0.03	0.16	0.09	0.57
Sant Ponç	0.37	0.01	0.04	0.09	0.51
Riudecanyes	0.63	0.06	0.34	0.09	1.12
Rialb	0.37	0.04	0.25	0.09	0.75
Ribarroja	0.15	0.02	0.14	0.09	0.40
Sau	0.50	0.14	0.80	0.09	1.53
Siurana	0.17	0.01	0.05	0.09	0.32
Susqueda	0.54	0.12	0.72	0.09	1.47
Talarn	0.12	0.01	0.04	0.09	0.26

**Tabla 11.** Valores de los  $K$  parciales de cada variable y la suma de los  $K$ , que corresponde al  $K$  calculado ( $K_{calc}$ ).



**Fig. 66.** Relación entre el coeficiente de extinción medido ( $K_{\text{med}}$ ) y el calculado ( $K_{\text{calc}}$ ).  $p < 0.05$ .

Este último punto es de gran importancia en este tipo de estudios, ya que la presencia de gran cantidad de material particulado inorgánico altera fuertemente, tanto la penetración de la luz, como el clima lumínico. A modo de ejemplo, la presencia de arcillas impide la penetración de la luz, mientras que si predominan los precipitados de carbonato cálcico ( $\text{CaCO}_3$ ) se altera el clima lumínico (Efler *et al.*, 2002). Dado que en nuestro caso se han estudiado 19 embalses que cubren todo el territorio catalán, con diferentes geologías, tipos de suelo, vegetación y composición del agua, los diferentes factores que inciden en la definición de  $K$  son muy variables para cada caso.

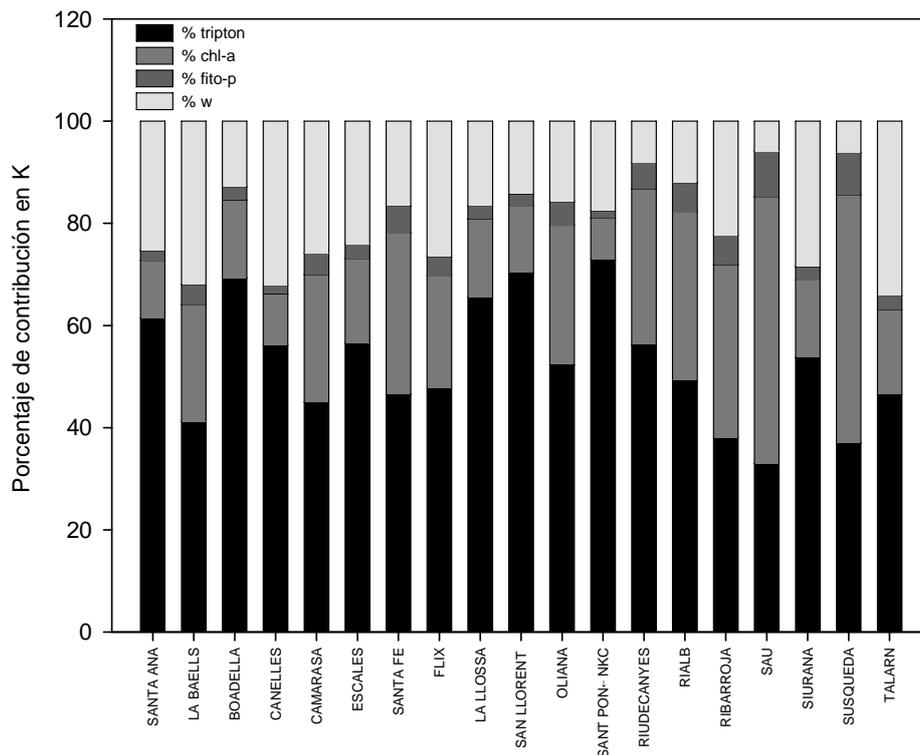
Si además de la definición, ecuación 16, que se ha usado para la descomposición de  $K$  se dispone de la caracterización de material inorgánico, lo que se consigue calcinando los filtros de SS a  $550^\circ\text{C}$ , (Standard Methods, 1992), se estima un término más en la descomposición de  $K$ , de forma que,

$$K = K_w + K_{\text{Chl } a} + K_{SSp \text{ inor}} + K_{SS\text{-org}} + K_{\text{fito-p}} \quad (20)$$

Donde  $K_{SSp \text{ inor}}$  sería el efecto global de las partículas inorgánicas tal y como se ha realizado en el embalse de Sau (Armengol *et al.*, 2003).

De acuerdo a la figura 67, podemos observar que el  $K$  correspondiente a la fracción de  $SS_{\text{tripton}}$  es la que más contribuye al coeficiente extinción, con un porcentaje promedio

aproximado de 52%, seguido por la concentración de clorofila con 24 % y el agua y el fitoplancton como partícula con 19 y 4 % respectivamente. Esto demuestra una vez más que el componente del agua que más influye en la atenuación de la luz en los embalses estudiados es el correspondiente a los sólidos en suspensión, que en su mayoría son partículas inanimadas, ya que como podemos ver el fitoplancton considerado como partícula contribuye muy poco.



**Fig. 67.** Porcentajes de contribución en  $K$ , de cada uno de los componentes que se han considerado en este estudio calculados a partir de la ecuación 19.

#### 4.3.1.4 Componentes que afectan la profundidad del disco de Secchi (DS).

De igual modo que se ha descompuesto  $K$  en una sumatoria de coeficientes de extinción correspondientes a variables que interfieren con la penetración de la luz, también puede realizarse con respecto al disco de Secchi ( $DS$ ). El principal inconveniente de dicha descomposición es que las variables que afectan a  $DS$  presentan relaciones potenciales como las obtenidas en las figuras 64A y 64B. Para este efecto de no linealidad se utiliza la transformación inversa,  $1/DS$ , que permite una aproximación lineal similar a la utilizada para descomponer  $K$ . En este caso se considera la siguiente relación,

$$DS^{-1} = DS^{-1}_w + DS^{-1}_{tripton} + DS^{-1}_{fito p} + DS^{-1}_{Chl a} \quad (21)$$

Donde los términos de la sumatoria corresponden respectivamente a la contribución del agua, el material particulado inanimado (tripton), el fitoplancton como partícula y la concentración de clorofila en  $DS$ , al igual que se ha realizado para  $K$  en la ecuación 5.

Para obtener la descomposición de  $DS^{-1}$  en los diferentes términos de la sumatoria se ha utilizado el mismo método de regresión lineal empleado para la descomposición de  $K$ , utilizando las variables independientes en el mismo orden que en dicho caso. Así, la primera recta de regresión se ha calculado entre  $DS^{-1}$  y  $SS$  (Fig. 68A), obteniéndose la ecuación,

$$DS^{-1} = 8 * 10^{-5} [SS] \text{ mg/m}^3 + 0.0858 \quad r^2 = 0.55, \quad n=19, \quad p < 0.01 \quad (22)$$

Donde la intersección indica el valor de  $DS^{-1}_w + DS^{-1}_{Chl a}$  en la ecuación 21. En este caso el valor de  $DS^{-1}_w$  se ha considerado constante e igual a  $0.018 \text{ m}^{-1}$  que es la contribución equivalente a  $K_w = 0.09$  utilizando la ecuación  $K = 0.99 DS^{-0.59}$  (Fig. 63)

que corresponde a la encontrada para los 19 embalses catalanes en este estudio. Si restamos la contribución de  $DS^{-1}_w$  al valor de la intersección en la ecuación (10),  $DS^{-1}_{Chl a}$  vale 0.0678, que al dividirlo por la concentración media de clorofila para los embalses considerados,  $5.54 \text{ mg/m}^3$ , permite expresar cuál es la contribución de cada  $\text{mg/L}$  de clorofila en  $DS^{-1}$ , con lo que se obtiene la expresión,

$$DS^{-1}_{Chl a} = 1.2 * 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl a] \text{ mg/m}^3$$

A partir de aquí hay que repetir el proceso relacionando  $DS^{-1}$  con el tripton. Siendo  $SS_{tripton} = SS - SS_{fito p}$  y con lo que se obtiene la recta (Fig. 68B)

$$SD^{-1} = 1 * 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{tripton}] \text{ mg/m}^3 + 0.0931 \quad r^2 = 0.55, \quad n=19, \quad p < 0.01 \quad (23)$$

En esta ecuación en la que 0.0931 corresponde a  $DS^{-1}_w + DS^{-1}_{fito p} + DS^{-1}_{Chl a}$  por lo que  $DS^{-1}_{fito p} = 0.104 - 0.0858 = 7 * 10^{-3}$ . Si se divide el valor obtenido por la concentración media de fitoplancton como partícula,  $554 \text{ mg/m}^3$ , permite obtener la expresión  $DS^{-1}_{fito p} = 1.32 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3$  que expresa la contribución de cada unidad de material fitoplanctónico en  $DS^{-1}$ . Reuniendo todos los términos calculados tenemos,

$$DS^{-1} = 1 * 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{tripton}] \text{ mg/m}^3 + 1.32 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3 + 1.22 * 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl a] \text{ mg/m}^3 + 0.018 \text{ m}^{-1} \quad (24)$$

Si se invierte nuevamente el resultado,  $DS^{-1}$ , se obtiene una estima de la profundidad de visión del disco de Secchi,  $DS_{calc}$ , calculada a partir de la ecuación (24). En la tabla 12 se pueden observar los valores de  $DS_{calc}$  para los 19 embalses estudiados en el verano del 2002, Ambas variables, la medida y la estimada, se relacionan mediante la ecuación (Fig. 69)

$$DS_{med} = 0.8502 DS_{calc} + 0.9333 \quad r^2 = 0.44, \quad n=19, \quad p < 0.01 \quad (25)$$

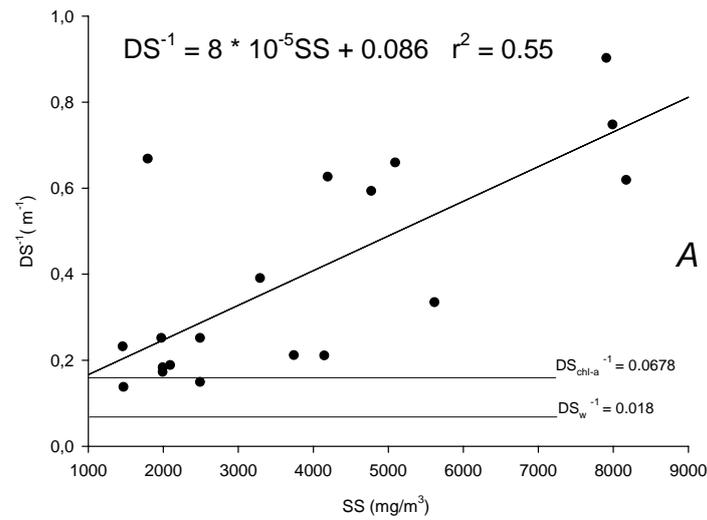
Así el 44 % de la varianza de  $DS$  puede ser explicada por las variables que contribuyen en la transparencia del agua.

De acuerdo a la figura 70, se observa que el componente del agua que mas contribuye con la profundidad de visión del disco de Secchi es la fracción inanimada de los sólidos en suspensión, el tripton, con un porcentaje promedio aproximado de 79 %, seguido por la clorofila  $a$  y el agua con 10 % cada uno y por último el fitoplancton como partícula con un 1 %.

De esta manera se hace más claro la mayor importancia de los sólidos en suspensión en la contribución a la transparencia del agua y en especial la fracción inanimada, tripton, que ha sido el componente que más ha contribuido tanto en el coeficiente extinción,  $K$ , como en la profundidad de visión del disco de Secchi,  $DS$ .

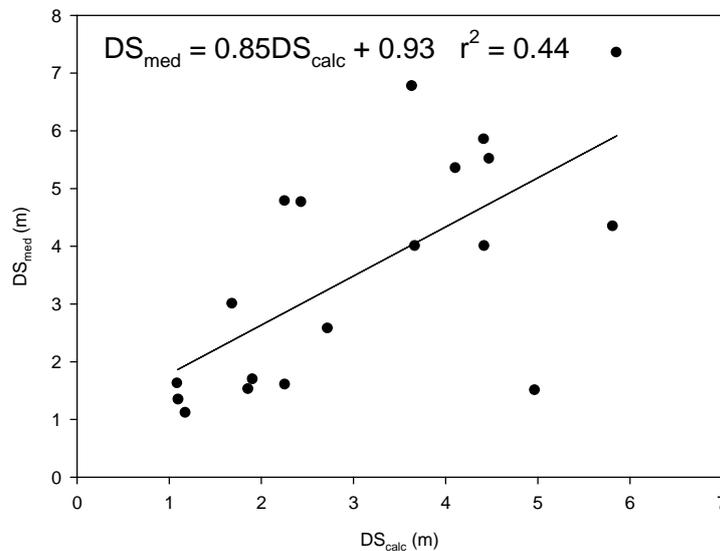
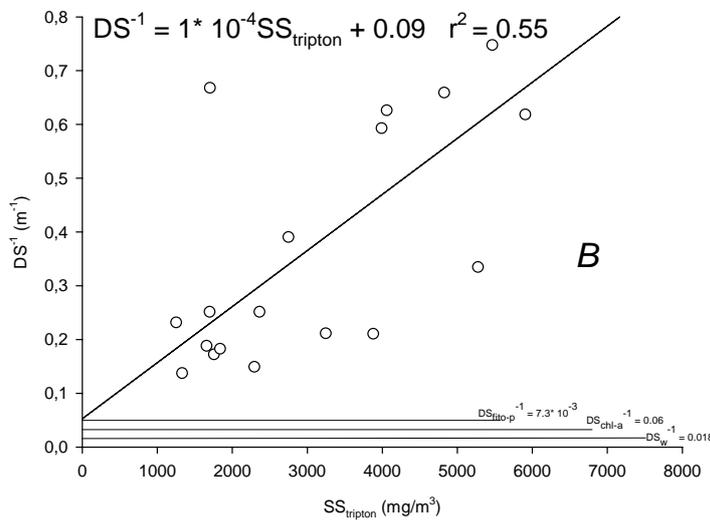
Embalse	$Z_{DS\ calc}$	$Z_{DS\ med}$
Santa Ana	3.7	4.0
La Baells	5.8	4.3
Boadella	1.7	3.0
Canelles	5.0	1.5
Camarasa	4.4	4.0
Escales	3.6	6.8
Santa fe	2.7	2.6
Flix	4.4	5.9
La Llosa	2.3	4.8
Sant Llorent	1.9	1.5
Oliana	2.4	4.8
Sant Ponç	2.3	1.6
Riudecanyes	1.2	1.1
Rialb	1.9	1.7
Ribarroja	4.1	5.4
Sau	1.1	1.3
Siurana	4.5	5.5
Susqueda	1.1	1.6
Talarn	5.9	7.4

**Tabla 12.** Valores de la profundidad de visión del disco de Secchi calculado ( $Z_{DS\ calc}$ ) a partir de la ecuación (24) y del medido in situ ( $Z_{DS\ med}$ ), de los 19 embalses catalanes.



**Fig. 68.** Descomposición de la inversa de la profundidad del disco de Secchi ( $DS^{-1}$ ) mediante el método de regresión lineal múltiple. Se obtiene en este primer paso el efecto de la concentración de la clorofila,  $DS^{-1}_{Chl a}$ , y del agua,  $DS^{-1}_w$  (A).

En el segundo paso (B) se obtiene el efecto del fitoplancton en  $DS^{-1}$  considerado como partícula,  $DS^{-1}_{fito p}$ . Además las contribuciones ya indicadas de clorofila a y agua.



**Fig. 69.** Relación entre la profundidad del disco de Secchi medido ( $DS_{med}$ ) y la profundidad del disco de Secchi calculado ( $DS_{calc}$ ).  $p < 0.05$ .

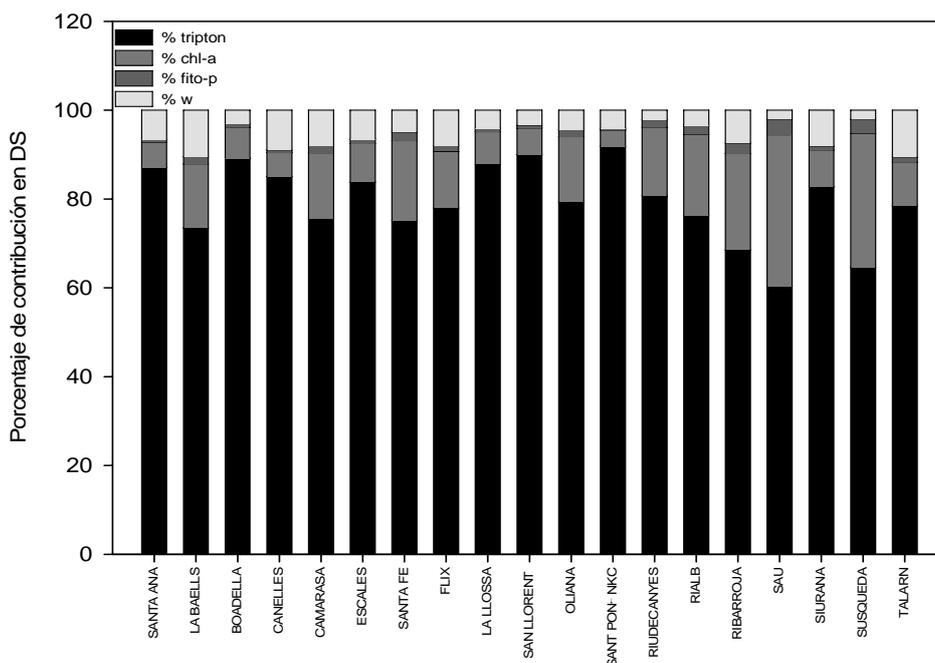


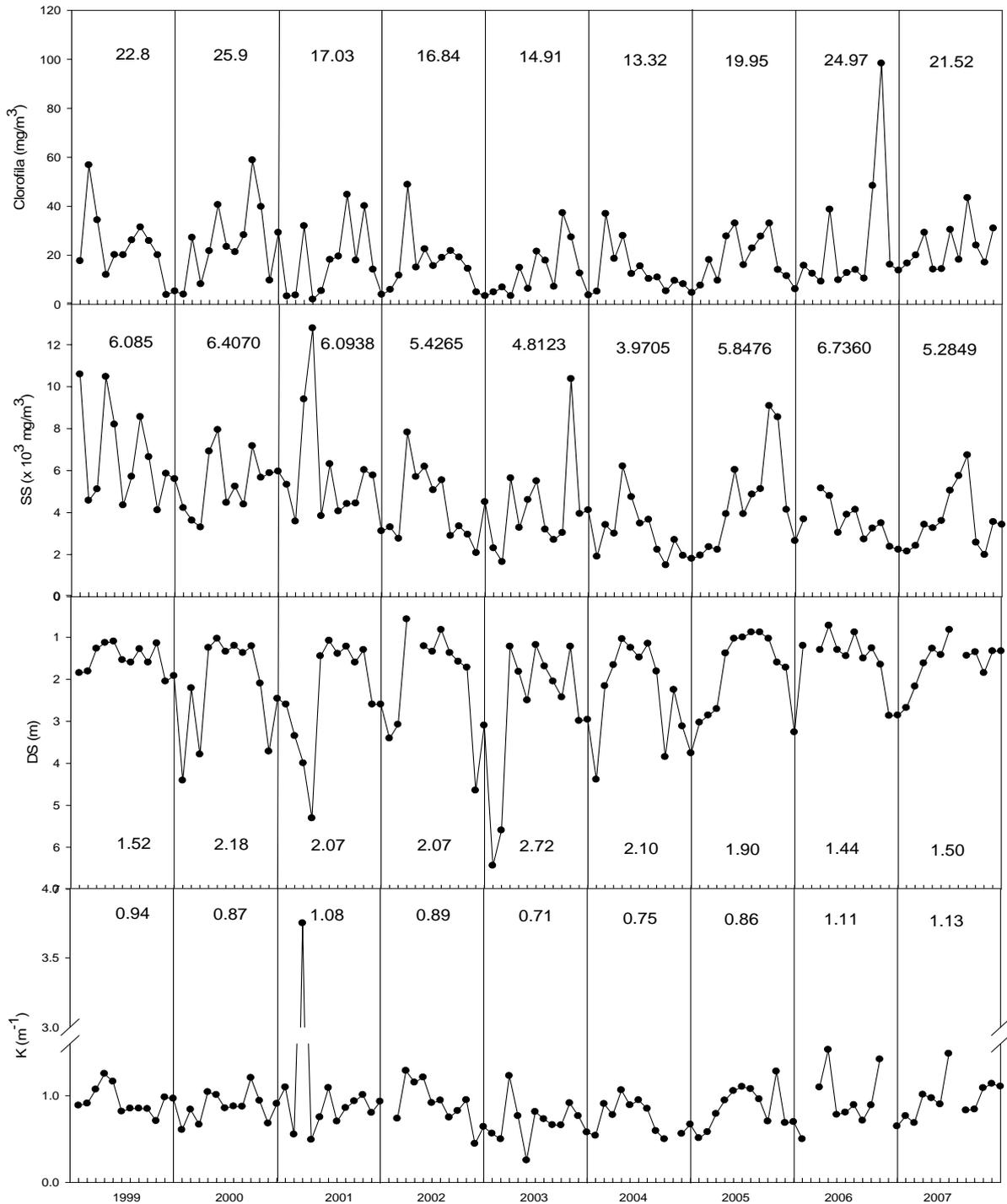
Fig. 70. Porcentajes de contribución en DS, de cada uno de los componentes que se han considerado en este estudio calculados a partir de la ecuación 24

### 4.3.2 Embalse de Sau

La figura 71, muestra los valores de las diferentes variables utilizadas para este estudio en el período comprendido entre 1999-2007. Los valores de las variables clorofila (*Chl a*) y sólidos en suspensión (*SS*) corresponden al valor integrado de cada una de estas variables entre 0 y 10 m. de profundidad. Los resultados muestran una gran variabilidad. La clorofila como ya se había mencionado antes, aumenta durante la primavera y verano y su valor superficial fluctúa entre 0.79 y 42.82. mg/m<sup>3</sup>, con una media para toda la serie de 19.67 mg/m<sup>3</sup>. Los valores promedios más bajos se obtuvieron durante los años 2003 y 2004. Tal como se explicaba, es el resultado de los elevados caudales del río Ter durante esos años y a su vez de tiempos de residencia bajos.

La variabilidad interanual de los sólidos en suspensión es el reflejo de la variabilidad en la producción primaria, en los cambios de caudal, el volumen del embalse y los aportes en forma de riadas. Durante los años 2003 y 2004, la concentración media de sólidos en

suspensión presenta los valores más bajos, 4.81 y 3.97 mg/m<sup>3</sup> respectivamente como consecuencia de la baja producción y de las condiciones hidrológicas que primaron durante estos dos años; elevados caudales, cotas elevadas y tiempos de residencia bajos.



**Fig. 71.** Variación mensual de las concentraciones de clorofila (*Chl a*), sólidos en suspensión (*SS*), profundidad del disco de Secchi (*DS*) y coeficiente de extinción (*K*) en el embalse de Sau, durante el periodo 1999-2007.

Al igual que la concentración de clorofila y de sólidos en suspensión, las variables relacionadas con el clima lumínico, el disco de Secchi (*DS*) y el coeficiente de extinción de la luz (*K*), varían considerablemente durante el período estudiado. Como era de esperar debido a los valores bajos de clorofila y sólidos en suspensión, el año 2003 presentó el valor medio más alto de *DS* y el más bajo de *K*, 2.72 m y 0.71 m<sup>-1</sup> respectivamente. El valor medio anual de *K*, fluctúa entre 0.75 y 1.10 m<sup>-1</sup>, lo que según V.-Balogh (2000), significa que la luz que más penetra en Sau es la verde, seguida por la roja y finalmente la azul, lo cual según este autor ocurre en embalses mesotróficos.

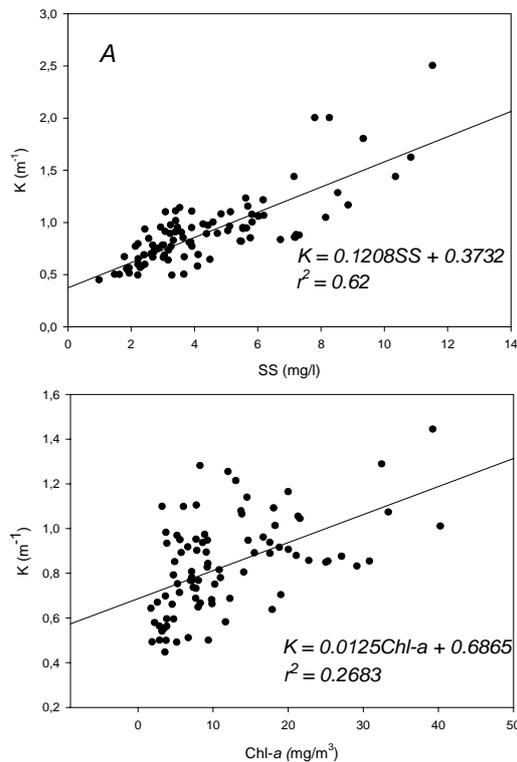
Por otra parte, en los años en los que la concentración media de clorofila y/o de sólidos en suspensión fue alta, la transparencia del agua disminuyó. Por esta razón, durante el 2006 la profundidad del disco de Secchi fue más baja que en la mayoría de años y el coeficiente de extinción más alto. Durante el año 2000, a pesar de que los valores de clorofila y sólidos en suspensión también fueron relativamente altos, los valores de *DS* y *K*, no respondieron de la misma forma que en el 2006. Esto fue debido a que, en los primeros meses del 2000 hubo un fuerte incremento en la profundidad del disco de Secchi, que responde al período comúnmente denominado, fase clara (Lapert *et al.*, 1986); con lo que el valor medio anual del disco de Secchi aumentó y el valor del coeficiente de extinción disminuyó.

En las figuras 72A y 72B, se observa la relación existente entre el coeficiente de extinción y las variables clorofila (*Chl a*) y sólidos en suspensión (*SS*). En ambas figuras, se observa que tanto *SS* como *Chl a* muestran un efecto significativo en el coeficiente de extinción de la luz, pero la correlación correspondiente a *SS* y *K* es mayor.

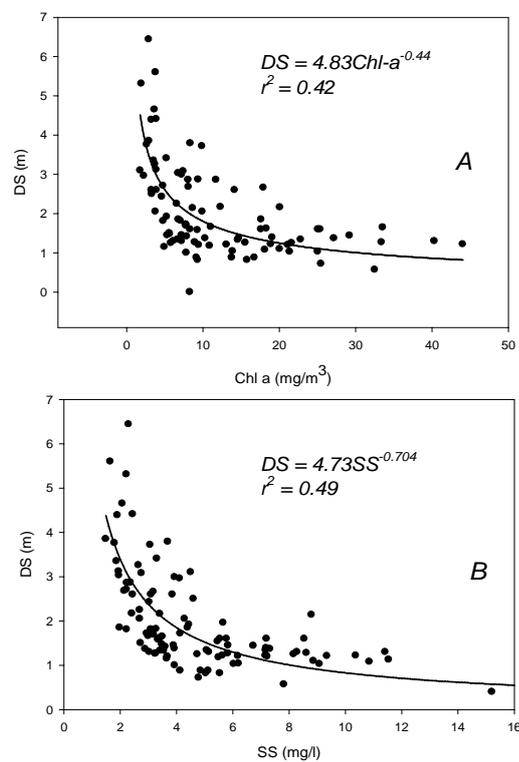
De igual manera en las figuras 73A y 73B la concentración de sólidos en suspensión se encuentra mejor relacionada con la profundidad del disco de Secchi que la obtenida con la concentración de clorofila.

Estos resultados son coherentes con los encontrados por Armengol *et al.* (2003) en el embalse de Sau y con los obtenidos en el estudio de 21 embalses catalanes, presentados en este mismo manuscrito. En ambos trabajos, la variación de la concentración de

sólidos en suspensión, explica mejor la variabilidad tanto del coeficiente de extinción como la de la profundidad del disco de Secchi. Dichos resultados son atribuidos a las



**Fig. 72.** Relación entre la concentración de sólidos en suspensión (A) y la clorofila (B) con el coeficiente de extinción de la luz, en el embalse de Sau. Entre 1999-2007.  $p < 0.05$



**Fig. 73.** Relación entre la concentración de clorofila (A) y los sólidos en suspensión (B) con la profundidad del disco de Secchi, en el embalse de Sau. Entre 1999-2007,  $p < 0.005$ .

importantes descargas de sedimento que aporta el río Ter, producto principalmente de la fluctuación en el nivel del agua, que hace que se incremente la tasa de erosión en los márgenes del río y el embalse. Además, debido al origen calcáreo de la cuenca de Sau, durante los picos de producción primaria o cuando aumenta la temperatura del agua, se incrementa la formación de coloides, que actúan como partículas y hacen que la dispersión de la luz sea mayor. Por otra parte, según Armengol *et al.*, (2003), el predominio actual de comunidades de algas de tamaño medio y pequeño, especialmente Clorófitas, incrementa aún más la dispersión de la luz en el agua, ya que actúan como partículas.

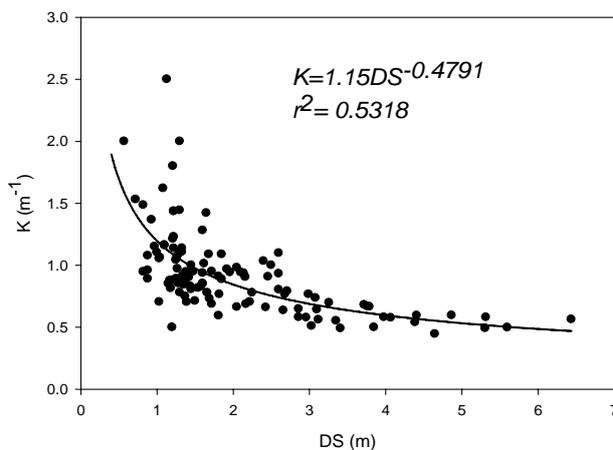
Tal y como ya se había mencionado antes, el producto resultante entre el coeficiente de extinción de la luz y el disco de Secchi,  $K*DS$ , tiende a ser constante, con un valor cercano a 1.7 (Pool & Atkins, 1929). En el embalse de Sau, el valor promedio de dicho

producto durante el período estudiado fue de 1.77, que es un valor casi idéntico al mencionado por dichos autores y al valor de 1.78 obtenido por Armengol *et al.* (2003) en Sau, en el período 2000-2001. Sin embargo, al igual que con los valores de  $K$  y  $DS$ , existe una gran variabilidad en el valor de dicho producto a lo largo del período estudiado (Tabla 13).

Año	$K$	$DS$	$A$	Ecuación	$r^2$
1999	1.10	1.52	1.67	$K = 1.38DS^{0.71}$	0.33
2000	0.92	2.18	2.01	$K = 1.22DS^{0.45}$	0.64
2001	1.08	2.07	2.24	$K = 1.71DS^{0.75}$	0.77
2002	0.92	2.07	1.90	$K = 1.13DS^{0.57}$	0.78
2003	0.80	2.72	2.18	$K = 1.11DS^{0.43}$	0.56
2004	0.75	2.10	1.58	$K = 0.99DS^{0.41}$	0.68
2005	0.88	1.90	1.67	$K = 1.056DS^{0.44}$	0.61
2006	0.92	1.44	1.33	$K = 0.97DS^{0.37}$	0.15 *
2007	0.91	1.50	1.37	$K = 1.11DS^{0.45}$	0.64

**Tabla 13.** Valor de la constante ( $A$ ), la cual es resultado del producto  $K*DS$  y coeficientes de determinación correspondientes a las diferentes ecuaciones que expresan la relación entre  $K$  y  $DS$ . Embalse de Sau, período 1999-2007.

Al igual que en el trabajo de Armengol *et al.* (2003), la ecuación que relaciona las variables  $K$  y  $DS$  en el embalse de Sau para todo el período 1999-2007, resulta significativa y muestra el mismo patrón que la propuesta por (Pool & Atkings, 1929)



**Fig. 74.** Relación entre el coeficiente de extinción de la luz ( $K$ ) y la profundidad del disco de Secchi en el embalse de Sau, para el período 1999-2007.

(Fig. 74). Realizando la misma regresión año por año, dicha ecuación varía considerablemente y no en todos los años resulta significativa (Tabla 13), como ocurre para el año 2006. Cabe recordar que durante este año la concentración de sólidos en suspensión fue bastante elevada, lo cual significa una mayor importancia de esta variable en la atenuación de la luz. Esto no significa que el aumento de SS afecte de igual manera  $DS$  y  $K$ , ya que el disco de

Secchi es más susceptible a la dispersión de la luz que es causada principalmente por los SS. Por lo tanto la correlación en entre estas dos variables se ve reducida.

Por otra parte Efler *et al.* (2002), apuntan a dos causas principales para que ocurra esto; la primera, debido a variaciones temporales en la contribución relativa de la absorción y la dispersión en la atenuación total, y la segunda, a errores en la medición. No hay que olvidar que las mediciones están sujetas a errores inherentes al individuo que las realiza y a factores externos como vientos fuertes que generan olas o a la variabilidad en las condiciones del cielo (Preisendorfer, 1986). De igual manera, se han asumido cosas que no son del todo ciertas, y que implican un grado de error; por ejemplo el uso de la clorofila como propiedad de la atenuación de la luz del fitoplancton, ya que existen variaciones en el contenido celular de clorofila y diferencias en las propiedades de atenuación de la luz, en los diferentes grupos de fitoplancton (Kirk, 1994)

#### **4.3.2.1 Componentes del coeficiente de extinción de luz (K) y el disco de Secchi (DS).**

Siguiendo la metodología propuesta por Reynolds (1984) y ya descrita en el estudio del clima lumínico de los embalses catalanes presentado en este manuscrito, se realizó para Sau la descomposición paso a paso del coeficiente de la luz y del disco de Secchi en la suma de sus componentes parciales.

Debido a que tan sólo a partir del año 2001 se dispuso de la fracción volátil de los sólidos en suspensión, se ha realizado el análisis de dos maneras. Una en el período 1999-2007, en la que no se incluyó la fracción volátil en el análisis, tal y como se realizó en los 21 embalses catalanes; y la otra, en el periodo 2001-2007, en el que se disponía de dicha fracción, se analizó su efecto en el clima lumínico.

### Componentes del coeficiente de extinción de la luz ( $K$ )

Para este período se ha descompuesto el coeficiente de extinción, una vez más de acuerdo a la ecuación 16 ya mencionada, en la suma de componentes parciales de  $K$ :

$$K = K_w + K_{tripton} + K_{fito\ p} + K_{Chl\ a} \quad (16)$$

donde,

$K$ , es el coeficiente de extinción total.

$K_w$ , la contribución del agua pura en  $K$

$K_{tripton}$ , la contribución en  $K$  del tripton, definido como material particulado inanimado.

$K_{fito\ p}$ , la contribución del fitoplancton como partícula.

$K_{Chl\ a}$ , la contribución de la clorofila en  $K$ .

Debido a que la correlación entre los sólidos en suspensión y el coeficiente de extinción es mayor que la obtenida con la clorofila, se ha utilizado la recta de regresión entre estas dos variables para la descomposición de  $K$  (Fig. 75A), obteniendo que:

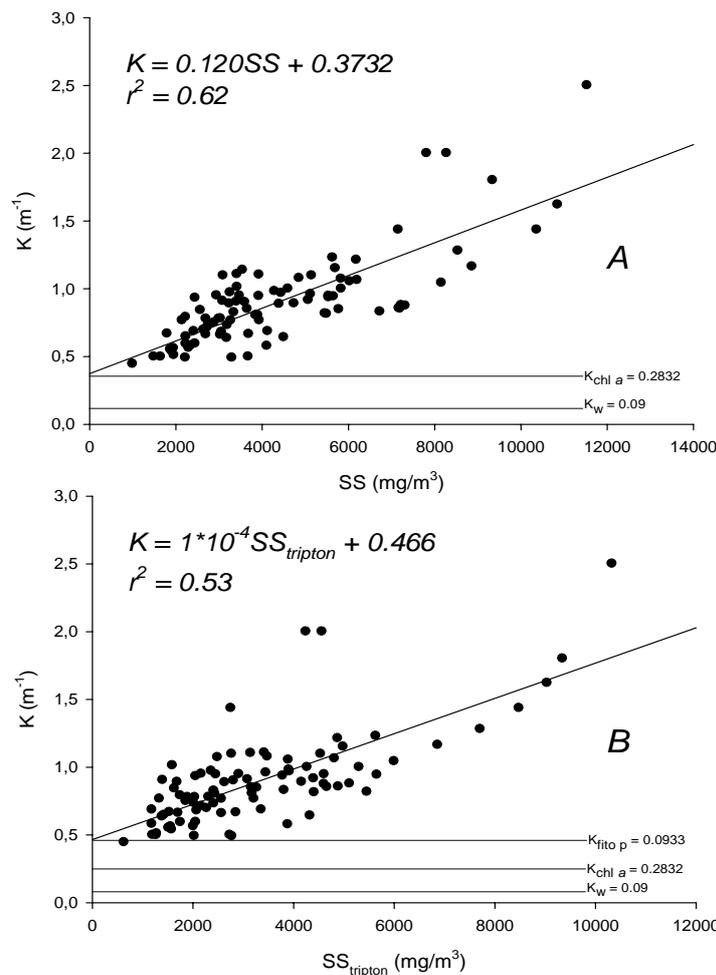
$$K = 1 \cdot 10^{-4} SS + 0.3732 \quad r^2 = 0.62, \quad n = 103, \quad p < 0.01 \quad (26)$$

En dicha ecuación 0.3732 corresponde a  $K_w + K_{Chl\ a}$ , y como se ha aceptado que  $K_w = 0.09$ , entonces  $K_{Chl\ a}$  vale 0.2832. Este último valor dividido por la concentración media de clorofila para todo el período estudiado, 12.41 mg/m<sup>3</sup>, indica cuál es la contribución media de una unidad de clorofila en  $K_{Chl\ a}$ . Según esto se obtiene la relación  $K_{Chl\ a} = 0.02282 \text{ m}^2/\text{mg} [Chl\ a] \text{ mg/m}^3$ . El siguiente paso consiste en calcular una nueva recta de regresión similar a la anterior pero utilizando como variable independiente

$SS_{tripton} = SS - SS_{fito p}$ , que corresponde a la concentración de la fracción inanimada (Fig. 75B). Así, la nueva recta de regresión es,

$$K = 1 \cdot 10^{-4} SS_{tripton} + 0.4663 \quad r^2 = 0.53, \quad n = 103, \quad p < 0.01 \quad (27)$$

En esta ecuación la intersección indica el valor de  $K_w + K_{Chl a} + K_{fito p}$ . Como conocemos el valor de  $K_w + K_{Chl a}$ , por la ecuación 26, tenemos que  $K_{fito p} = 0.0933$ . Este valor dividido por la concentración media de fitoplancton como partícula para el período estudiado,  $1241.21 \text{ mg/m}^3$ , da como resultado la estima de la contribución de  $SS_{fito p}$  en el valor de  $K_{fito p}$ . Así:  $K_{fito p} = 7.517 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3$ .



**Fig. 75.** Descomposición del coeficiente de extinción de la luz ( $K$ ), en los coeficientes de extinción parciales de las diferentes variables que intervienen en la extinción de la luz. Embalse de Sau, período 1999-2007. En la figura de arriba (A), mediante la regresión paso a paso, se descompone  $K$  en la contribución de  $K_w$  y  $K_{Chl a}$ . En la figura de abajo (B) a estos dos términos se les suma el efecto del fitoplancton como partícula.

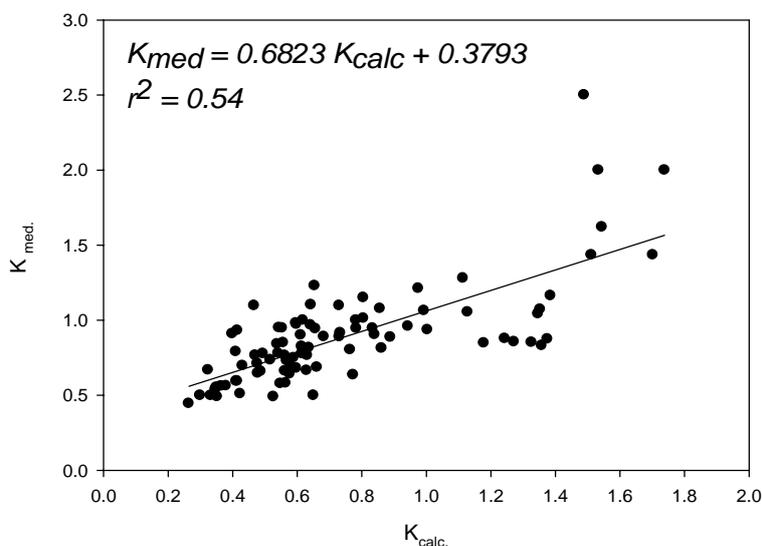
Finalmente, agrupando todos los términos calculados, obtenemos la ecuación:

$$K_{calc} = 1 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{tripton}] \text{ mg}/\text{m}^3 + 7.517 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito\ p}] \text{ mg}/\text{m}^3 + 2.28 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl\ a] \text{ mg}/\text{m}^3 + 0.09 \text{ m}^{-1} \quad (28)$$

Que es la descomposición del coeficiente de extinción total en la suma de todos los coeficientes parciales de la radiación PAR y la ecuación con la que podemos obtener el coeficiente de extinción calculado ( $K_{calc}$ ), a partir de las concentraciones de las diferentes variables.

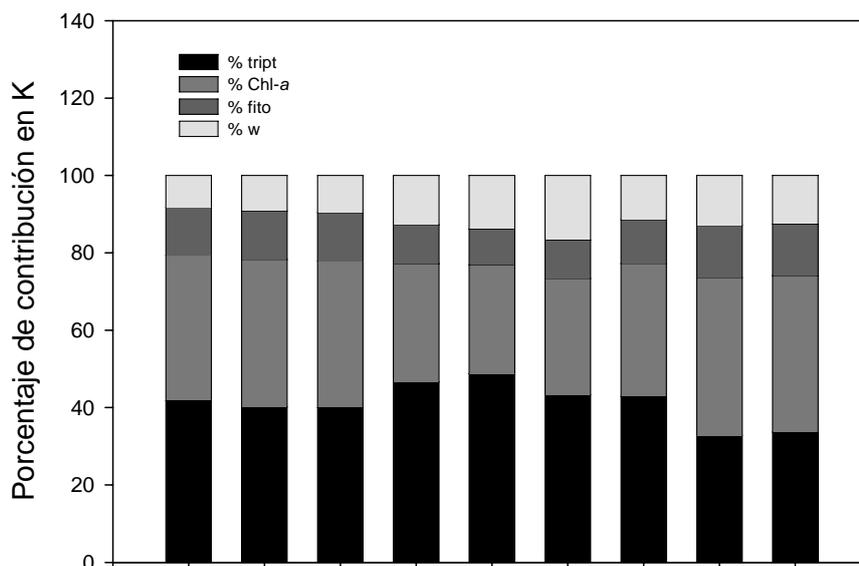
Comparando los datos del coeficiente de extinción medido ( $K_{med}$ ) con el calculado ( $K_{calc}$ ) obtenemos la figura 76. Como se puede ver, la relación entre estas dos variables es estadísticamente significativa y su ecuación es,

$$K_{med} = 0.6823 K_{calc} + 0.3793 \quad r^2 = 0.54, \quad n = 103, \quad p < 0.05 \quad (29)$$



**Fig. 76.** Relación entre el coeficiente de extinción calculado a partir de la ecuación 16 y el coeficiente extinción medido *in situ*.  $P < 0.05$

Una vez calculado el coeficiente de extinción, reemplazando en la ecuación 28 cada una de las variables, se puede obtener el porcentaje de contribución de cada una de ellas al coeficiente de extinción total. (Fig. 77). De acuerdo a esta figura, se observa una gran variabilidad en el efecto de los diferentes componentes que afectan la luz durante los años estudiados; predominando el efecto de la fracción inanimada (tripton), con un promedio de 41.24 %. La clorofila aunque con un porcentaje de contribución menor, 35.4 %, también contribuye significativamente en la extinción de la luz en el embalse de Sau. Estos resultados, son coherentes con lo observado por Armengol *et al.*, (2003) y con los resultados obtenidos en los embalses catalanes. Como ya se había mencionado, los embalses a diferencia de los lagos, reciben un gran aporte de sólidos en suspensión; los cuales pueden ser de origen orgánico o inorgánico. Esto significa una mayor cantidad de partículas que dispersan la luz que penetra el agua y como consecuencia mayor modificación del clima lumínico.



**Fig. 77.** Porcentajes de contribución de los diferentes factores que contribuyen en la extinción de la luz en el embalse de Sau, para el período 1999-2007.

La variabilidad entre los diferentes años estudiados, puede estar explicada por las variaciones en los valores de concentración de las diferentes variables. Por ejemplo durante los años 2002, 2003 y 2004, se observa que la contribución del tripton, fue ligeramente mayor, que en el resto de los años (Fig. 77). Esto probablemente se debe a que durante estos tres años, la concentración media de clorofila fue menor, y por lo

tanto su contribución en la atenuación de la luz fue igualmente menor. Además, durante el 2004, la concentración de sólidos en suspensión en los 10 primeros metros fue la más baja de la serie.

Como se había mencionado antes, tan sólo a partir del año 2001 se dispuso de la fracción volátil de los sólidos en suspensión; con lo cual sólo a partir de este año, se puede observar su efecto en la atenuación de la luz.

Para el período 2001-2007, se puede descomponer el coeficiente de extinción de la luz de la siguiente manera:

$$K = K_w + K_{Chl\ a} + K_{SSp\ inor} + K_{SSmop-detri} + K_{fito\ p} \quad (30)$$

donde,

$K$ , es el coeficiente de extinción total.

$K_w$ , la contribución del agua pura en  $K$

$K_{Chl\ a}$ , la contribución de la clorofila en  $K$

$K_{p\ inor}$ , la contribución en  $K$  del material inorgánico

$K_{SSmop-detri}$ , la contribución en  $K$  del material orgánico particulado en forma detritica

$K_{fito\ p}$ , la contribución del fitoplancton como partícula.

Debido a que la correlación resultante entre los sólidos en suspensión ( $SS$ ) y el coeficiente de extinción ( $K$ ), es mejor, que la obtenida entre  $K$  y la clorofila ( $Chl\ a$ ) se utiliza su ecuación correspondiente como punto de partida (Fig. 78A). Y se obtiene:

$$K = 0.156\ SS + 0.2593 \quad r^2 = 0.65, \quad n = 64, \quad p < 0.01 \quad (31)$$

Donde 0.2593 corresponde a  $K_w + K_{Chl\ a}$ . Usando nuevamente el valor 0.09 como contribución del agua pura, se obtiene que  $K_{Chl\ a}$  es 0.1693. Este número partido por la

concentración media de clorofila para el período 2001-2007, da la contribución media de una unidad de clorofila en  $K_{Chl a}$ . Con lo cual:

$$K_{chl a} = 0.0159266 \text{ m}^2/\text{mg} [Chl a] \text{ mg/m}^3$$

El siguiente paso es calcular una nueva recta de regresión. En este caso entre la concentración de material orgánico particulado ( $SS_{mop} = SS - SS_{p inor}$ ) y  $K$  (Fig. 78B) y se obtiene:

$$K = 2 \cdot 10^{-4} SS_{mop} + 0.4208 \quad r^2 = 0.5281, \quad n = 64, p < 0.01 \quad (32)$$

Donde 0.4208 es igual a la sumatoria  $K_w + K_{chl a} + K_{SSp inor}$ , y como se sabe que  $K_w + K_{Chl a} = 0.2593$ , entonces  $K_{SSp inor}$  es igual a 0.1615. Valor que al ser dividido por la concentración media de la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión para el período 2001-2007, representa la contribución de una unidad de  $SS_{p inor}$  en  $K_{SSp inor}$ . Y se obtiene:

$$K_{SSp inor} = 1.2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{p inor}] \text{ mg/m}^3$$

La tercera regresión utilizada (Fig. 78C), es la correspondiente a  $K$  y  $SS_{mop-detri}$  (material orgánico detrítico), siendo  $SS_{mop-detri} = SS - SS_{p inor} - SS_{fito p}$ .

$$K = 2 \cdot 10^{-4} SS_{mop-detri} + 0.5501 \quad r^2 = 0.29, \quad n = 64, p < 0.01 \quad (33)$$

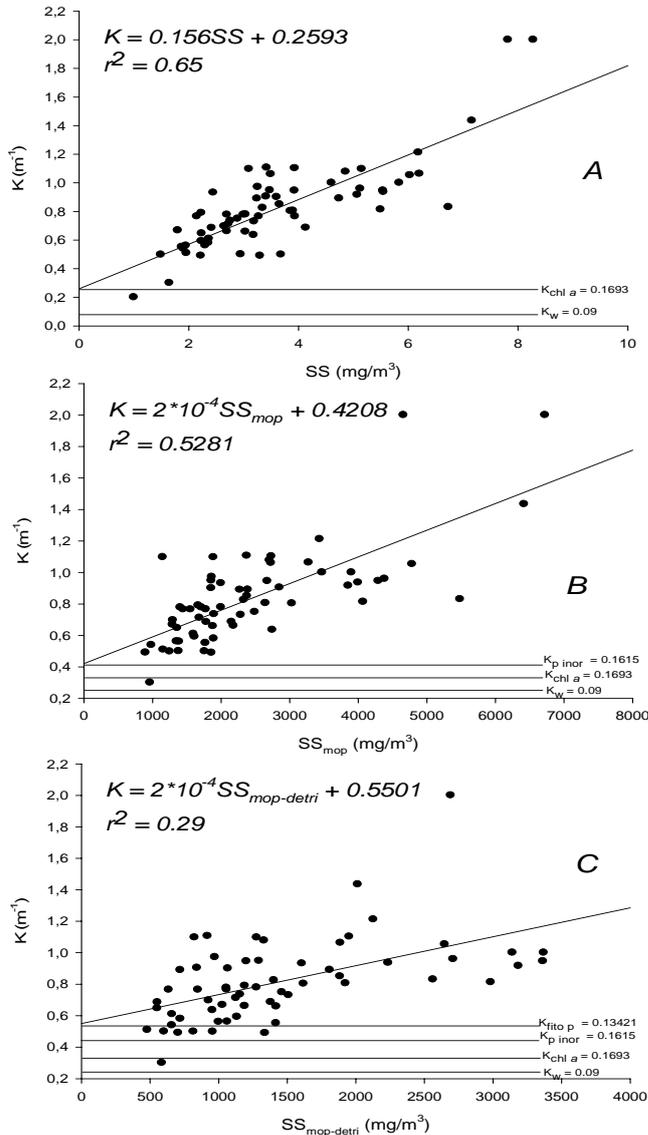
Donde el intercepto corresponde a  $K_w + K_{chl a} + K_{SSp inor} + K_{fito p}$ , y como se el valor de  $K_w + K_{chl a} + K_{SSp inor}$ , se tiene que  $K_{fito p}$  es igual a 0.13421; que al ser dividido por la

concentración media de  $SS_{fito\ p}$  ( $1062.46\text{ mg/m}^3$ ) indica la contribución de una unidad de  $SS_{fito\ p}$  en  $K_{SS_{fito\ p}}$ . Y se tiene que:

$$K_{SS_{fito\ p}} = 1.25 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito\ p}] \text{ mg/m}^3$$

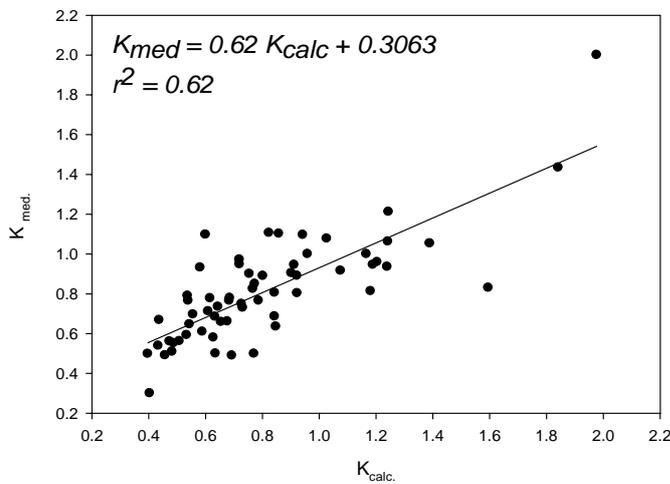
Finalmente, agrupando todos los términos calculados se obtiene:

$$K = 2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{mop-detri}] \text{ mg/m}^3 + 1.59266 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl\ a] \text{ mg/m}^3 + 1.2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{p\ inor}] \text{ mg/m}^3 + 1.25 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito\ p}] \text{ mg/m}^3 + 0.09 \text{ m}^{-1} \quad (34)$$



**Fig. 78.** Descomposición del coeficiente de extinción de la luz ( $K$ ), en los coeficientes de extinción parciales de las diferentes variables que intervienen en la extinción de la luz. Embalse de Sau, período 2001-2007. En la primera figura se descompone  $K$  en los coeficientes de extinción parciales del agua y la clorofila (A). Y en las otras dos figuras se suman los coeficientes parciales del fitoplancton como partícula y la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión (B y C).

Al igual que en el cálculo de  $K$  para el período 1999-2007, en el que no se utilizó la fracción inorgánica, podemos remplazar en la ecuación 34, los valores de las

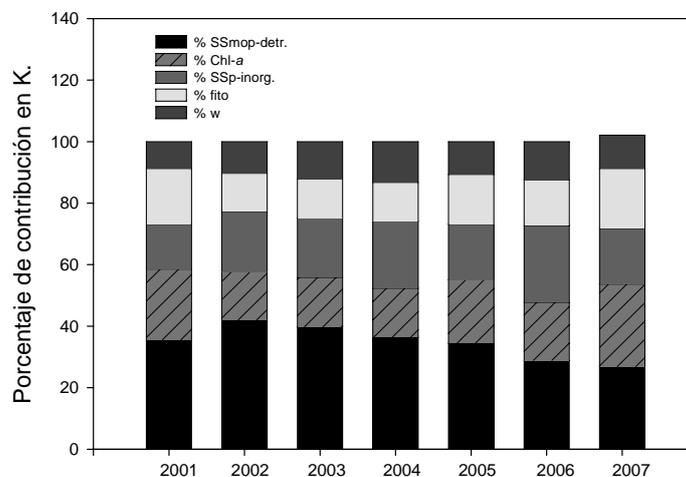


concentraciones de cada variable y obtener el coeficiente de extinción calculado ( $K_{calc}$ ). Tal y como lo demuestra la figura 79, la relación entre el  $K_{med}$  y  $K_{calc}$  es significativa, lo cual avala el procedimiento de partición del coeficiente extinción. Y la ecuación de dicha relación es:

**Fig. 79.** Relación entre el coeficiente de extinción calculado a partir de la ecuación 22 y el coeficiente extinción medido *in situ*.  $p < 0.05$ .

$$K_{med} = 0.625K_{calc} + 0.3063 \quad r^2 = 0.54, \quad n = 64, \quad p < 0.05 \quad (35)$$

La contribución de los diferentes componentes del agua en el valor de  $K$  queda reflejada en la figura 80, mostrando una vez más la importancia del material particulado inanimado en la extinción de la luz en el embalse de Sau, particularmente del material orgánico particulado en forma detritica, el cual probablemente es de origen alóctono; su contribución en promedio, fue del 35 %.



**Fig. 80.** Porcentajes de contribución de las diferentes variables que intervienen en la atenuación de la luz, en el embalse de Sau. Período 2001-2007.

Por otra parte, se puede apreciar nuevamente, que en los años 2002, 2003 y 2004, la contribución de la clorofila en  $K$  es menor. Lo que una vez más, se puede atribuir a que la concentración media de clorofila en estos tres años fue más baja y en consecuencia su contribución en la absorción de la luz menor, variando entre 15.7 y 16.1 %, mientras que para el resto de años varió entre 18.8 y 26.8 %.

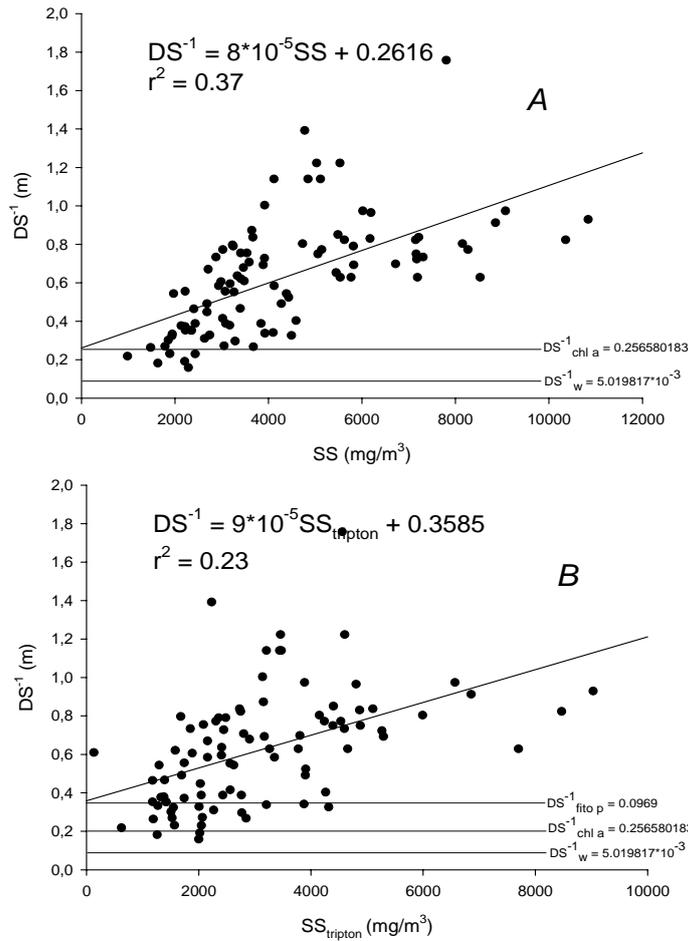
### **Componentes que afectan la profundidad del disco de Secchi ( $DS$ ).**

Siguiendo con la metodología que se utilizó para descomponer el coeficiente de extinción en sus coeficientes de extinción parciales, y de la misma manera que se realizó en el estudio de los 21 embalses catalanes, se realizó la descomposición de  $DS$ , en la suma de los componentes que afectan la profundidad a la que desaparece el disco de Secchi. Para ello, se utilizaron como en el apartado anterior, los datos correspondientes al período 1999-2007, y los datos correspondientes a 2001-2007, período en el que si se disponía de la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión o cenizas.

Como la correlación obtenida entre el  $DS$  y los sólidos en suspensión fue más significativa, que la obtenida con la concentración de clorofila, se utilizó nuevamente como punto de partida (Fig. 81A). Obteniendo que:

$$DS^{-1} = 8 \cdot 10^{-5} SS + 0.2616 \quad r^2 = 0.37, \quad n = 64, p < 0.01 \quad (36)$$

Donde el intercepto, corresponde a la suma de  $DS^{-1}_w$  y  $DS^{-1}_{Chl a}$ . Y donde el valor de  $DS^{-1}_w = 5.02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-1}$ , es el valor de  $DS^{-1}$  en la ecuación resultante de relacionar  $K$  y  $DS$  (Fig. 74) con  $K$  siendo igual a  $0.09 \text{ m}^{-1}$ .



**Fig. 81.** Descomposición de la inversa de la profundidad del disco de Secchi. Con la regresión múltiple paso a paso se obtienen las contribuciones parciales del agua y de la clorofila (A) y del fitoplancton como partícula (B). Embalse de Sau, período 1999-2007.

Con lo cual se tiene que  $DS^{-1}_{chl\ a} = 0.2616 - 5.019817 \cdot 10^{-3} = 0.256580183$ . Para saber la contribución de una unidad de clorofila en  $DS^{-1}_{Chl\ a}$ , se divide este valor por la concentración media de clorofila para el período 1999-2007, obteniendo:

$$DS^{-1}_{chl\ a} = 2.1466279 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl\ a] \text{ mg}/\text{m}^3$$

Siguiendo con la misma metodología ya explicada para la descomposición de  $K$  y a partir de la figura (81B), se obtiene:

$$DS^{-1}_{tripton} = 9 \cdot 10^{-5} SS_{tripton} + 0.3585 \quad r^2 = 0.23, \quad n = 103, \quad p < 0.001 \quad (37)$$

Donde 0.3585 es igual a  $DS^{-1}_w + DS^{-1}_{Chl a} + DS^{-1}_{fito p}$ . Y al saber el valor de  $DS^{-1}_w + DS^{-1}_{Chl a}$  por la ecuación (36), se obtiene  $DS^{-1}_{fito p}$ ; que al dividirse por el valor medio de fitoplancton como partícula, indica su contribución en una unidad de  $SS_{fito p}$  en  $DS^{-1}_{fito p}$ , obteniendo:

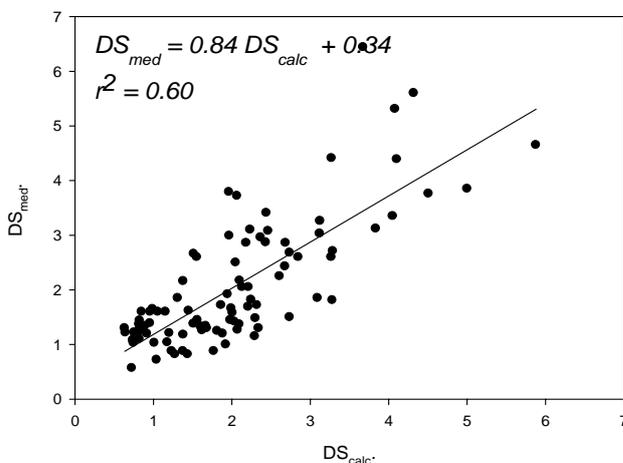
$$DS^{-1}_{fito p} = 8.05809 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg}/\text{m}^3$$

Finalmente, reuniendo todos los términos obtenidos hasta ahora tenemos la ecuación 38, que nos permite calcular  $DS^{-1}$  a partir de la concentración de cada variable.

$$DS^{-1}_{cal} = 9 * 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{tripton}] \text{ mg}/\text{m}^3 + 8.05809 * 10^{-8} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg}/\text{m}^3 + 2.1466279 * 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl a] \text{ mg}/\text{m}^3 + 5.019817 * 10^{-3} \text{ m}^{-1} \quad (38)$$

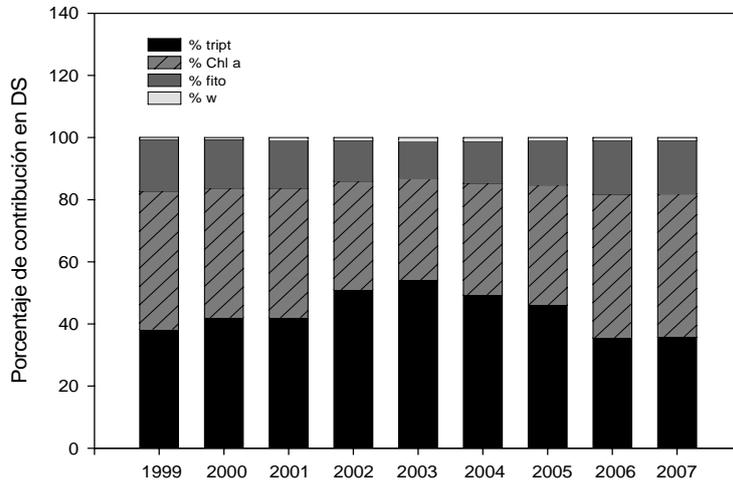
Una vez calculado e invertido el valor de  $DS^{-1}$ , se puede comparar mediante una correlación con los valores de  $DS_{med}$  (Fig. 82). Su relación resulta significativa, y esta expresada por la siguiente ecuación:

$$DS_{med} = 0.8343 DS_{cal} + 0.3413 \quad r^2 = 0.60, \quad n = 103, \quad p < 0.05 \quad (39)$$



**Fig 82.** Relación entre la profundidad del disco de Secchi calculado, a partir de la ecuación 38, y la medida *in situ*. Embalse de Sau, período 1999-2007.  $p < 0.05$ .

De acuerdo a la figura 83, la contribución de la fracción inorgánica ( $SS_{tripton}$ ) en  $DS$  fue una vez más, mayor que la del resto de componentes atenuantes de la luz, con un porcentaje de contribución de 43.8 %, seguido por la clorofila con 40.26 % y el fitoplancton como partícula y el agua pura con 15.11 y 0.81 %, respectivamente.



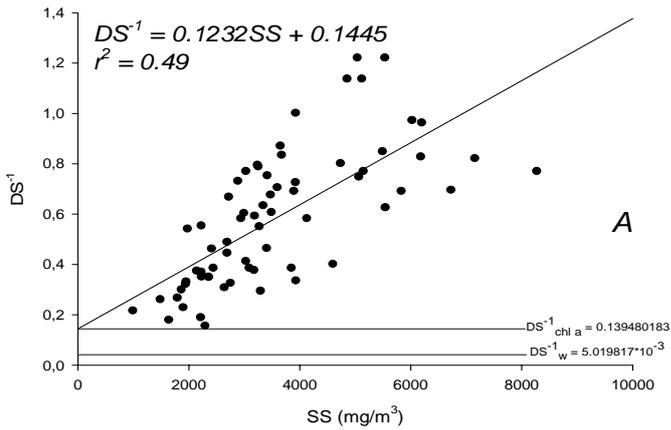
**Fig. 83.** Porcentaje de contribución de las diferentes variables que se encuentran involucradas con la profundidad a la que desaparece el disco de Secchi. Embalse de Sau, período 1999-2007.  $p < 0.05$ .

Aplicando el mismo proceso, e incluyendo esta vez la fracción inorgánica en el período 2001-2007 (Figs. 84A, 84B y 84C), se obtiene la siguiente ecuación, donde,  $DS^{-1}_{cal}$ , es la suma de todos los factores parciales que intervienen en la profundidad del disco de Secchi.

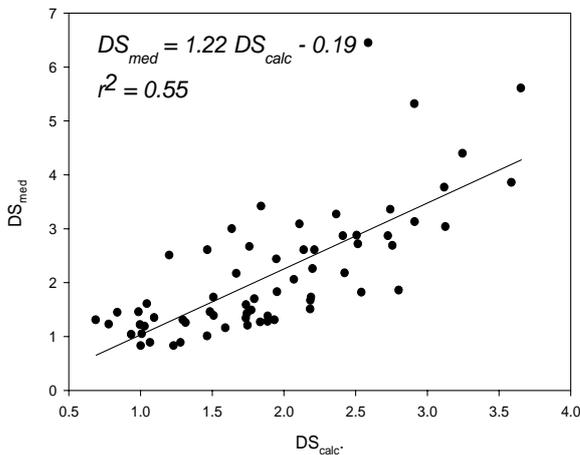
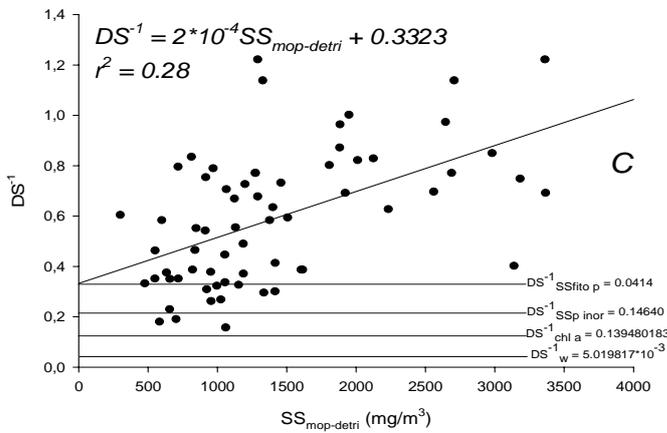
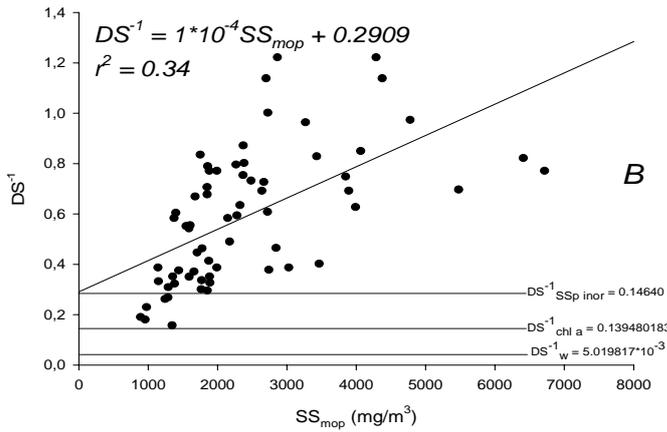
$$DS^{-1}_{cal} = 2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{mop-detri}] \text{ mg/m}^3 + 1.3687947 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{mg} [Chl a] \text{ mg/m}^3 + 1.2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_p \text{ inor}] \text{ mg/m}^3 + 4.022 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{mg} [SS_{fito p}] \text{ mg/m}^3 + 5.019817 \cdot 10^{-3} \text{ m}^{-1} \quad (40)$$

Substituyendo en la ecuación 40, los valores de las concentraciones de cada variable obtenemos el valor de la profundidad del disco de Secchi calculado ( $DS_{calc}$ ), y relacionando su valor con los datos medidos (Fig. 85), se obtiene una relación significativa; expresada por la siguiente ecuación,

$$DS_{med} = 1.22 DS_{cal} + 0.19 \quad r^2 = 0.55, \quad n = 64, \quad p < 0.05 \quad (41)$$

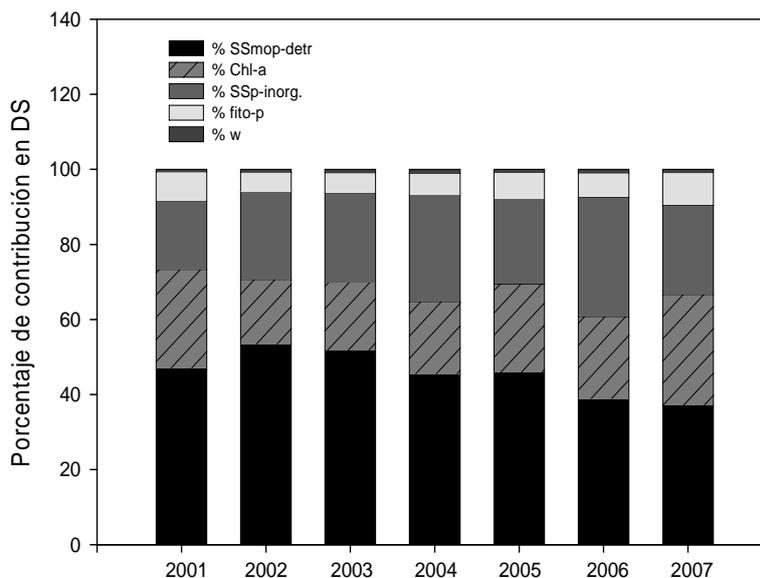


**Fig. 84.** Descomposición de la inversa de DS, en los diferentes factores relacionados con la profundidad a la que desaparece el disco de Secchi. Embalse de Sau, período 2001-2007.



**Fig. 85.** Relación entre la profundidad del disco de Secchi calculada y la medida, en el embalse de Sau. Período 2001-2007. En este caso se incluye en el análisis la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión.

Finalmente, observando la figura 86, se aprecia que la fracción correspondiente al material orgánico particulado en forma detrítica, contribuye de manera importante en la profundidad del disco de Secchi, con un porcentaje de 46.1 %, seguido por la concentración de clorofila y la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión que contribuyen de manera muy semejante, con 22 y 24 % respectivamente.



**Fig. 86.** Porcentaje de contribución de las diferentes variables, en la profundidad a la cual desaparece el disco de Secchi. Embalse de Sau, período 2001-2007. En este período el análisis incluye la fracción inorgánica de los sólidos en suspensión.

### 4.3.3 Discusión

Los resultados obtenidos al evaluar el efecto de los diferentes componentes del agua en el clima lumínico, ya sea mediante el coeficiente de extinción de la luz ( $K$ ) o mediante la profundidad del disco de Secchi, permiten concluir, que la fracción inorgánica, es la fracción que más modifica la transparencia del agua en el embalse de Sau. En todos los casos, independiente de si se disponía o no de la fracción inorgánica, la fracción inanimada contribuyó en mayor porcentaje. Dicha fracción corresponde al tripton, en el período 1999-2007 y a la suma del material orgánico particulado detrítico y los sólidos en suspensión inorgánicos en el período 2001-2007.

Estos resultados son coherentes con los resultados obtenidos para el estudio de los 21 embalses catalanes, con el estudio de Armengol *et al.*, 2003 y con trabajos como el realizado por Efler *et al.* (2002) en 7 embalses de Nueva York. Quizás el común denominador de estos tres estudios es el tipo de sistema en el que se han realizado. Los embalses son, como ya se ha mencionado repetidamente, sistemas que reciben importantes cargas de sedimento y material en suspensión. Además, los embalses en el mediterráneo están sujetos a fuertes variaciones en el régimen hidrológico, lo que significa el aumento de las tasas de erosión y en consecuencia de las cargas de material en suspensión. Factores como el viento incrementan la resuspensión en las zonas más expuestas del embalse, incrementando el material en suspensión. Es importante recalcar que el mayor o menor efecto de los diferentes componentes del agua sobre el clima lumínico está estrictamente ligado a sus concentraciones.

La mayor contribución de la fracción particulada inanimada frente a la de la concentración de clorofila, puede ser simplemente el resultado de la estacionalidad de la que depende el crecimiento algal. Los eventos que pueden desencadenar un aumento en la concentración en los sólidos en suspensión son diversos y pueden ocurrir a lo largo de todo el año y a diferentes escalas de tiempo (días, semanas). Es claro que en los años en los que la concentración de clorofila fue menor, su efecto sobre  $K$  o  $DS$ , se vio igualmente reducido. Con lo cual, si analizáramos únicamente períodos en los que la producción primaria se incrementa (primavera o comienzos del verano), quizás su efecto por absorción combinado con el de dispersión (que ejerce como partícula, el fitoplancton) sería más importante que la dispersión que ejercen las particuladas inanimadas. Trabajos como el publicado por La Perriere (2000), en un sistema de lagos oligotróficos en Alaska, evidencian la importancia del fitoplancton como variable predictora de la transparencia del agua en sistemas donde la concentración de sólidos en suspensión es muy baja.

Por otra parte, el efecto del  $\text{CaCO}_3$  no ha sido considerado, ya que su magnitud y propiedades ópticas son poco controlables. En Sau, el  $\text{CaCO}_3$  es un factor de relativa importancia, ya que su cuenca es en un gran porcentaje de origen calcáreo (Sabater, 1992). Esto significa que, durante el verano, con el aumento de la temperatura y de la productividad primaria, la precipitación de carbonato se incrementa y por lo tanto el coeficiente de dispersión. Lo que seguramente, modifica de manera importante la

transparencia del agua y reduce la sensibilidad del disco de Secchi con el fitoplancton (Efler *et al*, 1988). Tampoco se ha tenido en cuenta el tamaño de las partículas ni su origen. El coeficiente de absorción y dispersión de ciertas partículas es proporcional al área de dichas partículas (Van Duin, 2001) y su densidad está asociada a si son de origen orgánico a inorgánico.

La significancia obtenida al relacionar los valores medidos y calculados de  $K$  y  $DS$  para las series de datos 1999-2007 (sin incluir la fracción volátil) y 2001-2007 (incluyendo la fracción volátil), demuestra la utilidad de esta metodología. En todos los casos, el valor calculado explicó más del 50 % de la variabilidad del valor medido. Sin embargo, se observan ciertas diferencias en los resultados cuando se aplica la metodología a  $K$  o al disco de Secchi. Tales diferencias pueden estar explicadas por los diferentes principios con los que funciona uno y otro. Por ejemplo el disco de Secchi, parece estar más afectado por la dispersión de la luz que por la absorción, lo que implica una mayor sensibilidad a factores diferentes a las algas.

Con los resultados presentados se puede concluir que en el embalse de Sau el uso de la clorofila como variable predictora de la transparencia del agua no es correcto. Tal y como se ha observado, los sólidos en suspensión explican más su variabilidad. Sin embargo, en ausencia de material en suspensión, que no es el caso de Sau, o en momentos del año en los que la producción primaria es importante, la clorofila si podría ser el factor principal en la atenuación de la luz.

Por otra parte y tal y como lo han mencionado otros autores (Lorenz, 1980, Megard *et al.*, 1980, Preisendorfer, 1986, Efler *et al*, 2002, Armengol *et al.*, 2003), el uso del disco de Secchi como única medida de la transparencia del agua y como predictor de la concentración de clorofila y de los sólidos en suspensión, puede acarrear errores. Como ya se ha comentado, el disco de Secchi parece ser más sensible a la dispersión de la luz, lo que implícitamente significa que es más sensible a las variaciones en la concentración de las partículas de carácter inorgánico. Así, a menos que las diferencias en la concentración de clorofila sean muy grandes, esta variable no causará variaciones en la profundidad a la que desaparece el disco de Secchi.

Lo dicho anteriormente, no significa que el uso del disco de Secchi, sea una medida que carezca de validez o importancia. Como cualquier instrumento, el *DS* requiere de calibración, y en la medida en que se tengan más datos, su validez será mayor. De la misma manera, si estas medidas van acompañadas de otras de mayor fiabilidad tomadas con aparatos de mayor sensibilidad y de más fácil calibración, como es el caso del coeficiente de extinción de la luz, su valor científico será mayor.

A pesar de ser tan criticada la relación entre *K* y *DS* (Preisendorfer, 1986), resulta curioso que en muchos estudios, su producto se acerca a aquel obtenido por Pool & Atkings (1929). Hasta ahora ha sido difícil explicar la razón por la cual dicha relación tiende a ser constante, debido a que ambas medidas responden de manera diferente a las propiedades ópticas inherentes del agua (absorción y dispersión). Lo que sí resulta fácil es enumerar la lista de posibles errores a los que están sujetas dichas medidas, especialmente cuando se trata de la medición a la que desaparece el disco de Secchi.



## **5. DISCUSIÓN GENERAL**



## 5 DISCUSIÓN GENERAL

La dinámica de las variables físicas, químicas y biológicas en el embalse de Sau, como se ha podido mostrar en el presente estudio, está fuertemente influenciada por la estacionalidad, el volumen del embalse y el caudal del río Ter. Estos factores determinan la existencia de patrones más o menos claros a lo largo de los años de las principales características limnológicas del embalse. Sin embargo, debido al clima de tipo mediterráneo, existe una gran variabilidad interanual. La variabilidad estacional, afecta de igual manera a lagos y embalses, desde el punto de vista de mezcla, transporte y estratificación; sin embargo, en los embalses, los cambios de estacionalidad implican cambios en los caudales y la temperatura de los ríos y con ellos modificaciones en los aportes de material disuelto y particulado.

La variabilidad interanual en los aportes del río Ter permite hablar de años húmedos o años secos en el embalse de Sau. Entre el 1999 y el 2007, ha habido en el embalse de Sau tres períodos de sequía. El primero 1999-2000, el segundo durante gran parte del 2005 y el tercero ocurrió a finales del 2007. Así, en 1999 el embalse presentó el volumen más bajo de toda la serie, con un valor promedio de  $53.6 \text{ hm}^3$ . Durante el 2005, el embalse llegó a tener durante el mes de octubre valores que no superaban los  $32 \text{ hm}^3$  y en el 2007, los valores fueron similares a los de este último año. Por el contrario el año 2004, presentó el mayor volumen promedio, con  $117.6 \text{ hm}^3$ .

Una de las variables limnológicas que más relevancia adquieren en el embalse de Sau cuando se habla de años húmedos y secos es el oxígeno. Así, durante los años húmedos, es importante la presencia, durante el verano, de una capa intermedia con mayor concentración de oxígeno, la cual puede perdurar hasta el mes de septiembre. Esta capa es consecuencia de entradas importantes de agua durante el otoño y/o primavera, tal y como se puede ver especialmente durante los años 2002, 2004 y 2006. Por el contrario, en los años secos la concentración de oxígeno en las capas intermedias y más profundas se agota rápidamente en los primeros meses del verano. Los aportes de agua facilitan que, durante el invierno, la mezcla de la columna de agua se realice por completo. Por esto cabe destacar lo ocurrido en el invierno del 2006-2007, período en el cual el

embalse se comportó como un sistema meromíctico y por ello el hipolimnion permaneció anóxico. Este suceso ocurrió debido a la ausencia de lluvias y por lo tanto de aportes importantes del río durante el invierno del 2006 y la primavera del 2007, junto con vientos débiles y temperaturas atmosféricas 2° C más elevadas de lo normal.

En general, en el embalse de Sau el oxígeno aumenta en toda la columna de agua en el invierno, como resultado de los procesos de mezcla. Durante la primavera y el verano hay sobresaturación de oxígeno en los primeros metros de la columna como consecuencia del aumento en la producción fitoplanctónica. Y a medida que pasa el verano la concentración de oxígeno disminuye en las capas intermedias y profundas como consecuencia de la acumulación de materia orgánica en descomposición proveniente del epilimnion.

De igual manera, el nitrógeno presente en el embalse está explicado en gran parte por la estacionalidad y la variabilidad en el caudal del río Ter. Así, durante los años con importantes entradas de agua (2002, 2004 y 2006), aumenta la concentración de nitrato en las capas intermedias y profundas del embalse, debido al aporte de oxígeno que favorece los estados oxidados del nitrógeno y además, debido a que cerca del 80 % del nitrógeno inorgánico disuelto aportado por el Ter está en forma de nitrato. Por otra parte, el aumento de la concentración de amonio en Sau, está favorecido por la disminución en el potencial redox en el fondo del embalse. Esto ocurre, o bien cuando no hay aportes importantes de agua que inyecte oxígeno a las capas más profundas del embalse, o cuando no se mezcla el embalse durante el invierno permitiendo así, que las capas menos oxigenadas de la columna de agua queden aisladas en las zonas más profundas. De igual manera, aportes importantes de materia orgánica proveniente del río, principalmente durante el otoño y la primavera, generan un aumento en la concentración de amonio como resultado de su descomposición. Es importante resaltar la tendencia a la disminución del amonio y al aumento del nitrato a lo largo de la serie, lo cual ha sido consecuencia de la depuración del agua del río Ter, que en vez de inyectar agua cargada de amonio, como ocurría antes de la instalación de las plantas de depuración (Armengol et al, 2004), ahora inyecta agua rica en nitrato.

La variabilidad en la concentración del fósforo reactivo soluble en el embalse de Sau, está determinada claramente por la estacionalidad. Así, durante el invierno su

concentración aumenta significativamente en toda la columna de agua y durante la primavera y verano, disminuye a consecuencia de la demanda fitoplanctónica. Por otra parte, al igual que ocurre con el oxígeno y el nitrógeno, la variabilidad en la concentración de SRP esta fuertemente ligada a la variabilidad en el caudal aportado por el río Ter y sus características. Así, y como se observa en el análisis multivariado, existe una estrecha relación entre la variación del nitrato aportado por el río y la del SRP en el embalse. Dicha relación podría explicar la importancia que tiene el nitrato como aceptor de electrones. Tal y como lo menciona Marcé et al (2008), el aumento de nitrato en las capas profundas del embalse de Sau, se debe a que éste tiene mayor solubilidad que el oxígeno y es fuertemente inyectado por el río Ter. El nitrato aumenta el potencial redox, lo que permite que el hierro presente en el sedimento esté oxidado y de esta manera retenga el fósforo en la superficie del sedimento. Este efecto generado por el nitrato, según estos autores, es de vital importancia en el manejo del embalse, ya que evita la solubilización del fósforo que se encuentra atrapado en el sedimento y con ello evita procesos de eutrofización o proliferación de algas no deseadas.

La conductividad, al igual que los principales nutrientes en el embalse de Sau, varía a lo largo del año en función de la estacionalidad. Así, durante el invierno la conductividad es más homogénea en toda la columna de agua y con valores ligeramente mayores que los observados durante el verano. Por otra parte, las variaciones en el caudal del río Ter pueden explicar el incremento o disminución en la conductividad en ciertas capas del embalse. Así, por ejemplo, cuando hay aportes importantes del río la conductividad puede disminuir debido al efecto dilución, mientras que con caudales bajos puede aumentar considerablemente ya que hay más concentración de sales.

La clorofila es una variable clave en el estado trófico de un sistema como Sau. Su variabilidad se encuentra ligada a la disponibilidad de luz y a las variaciones en la temperatura y en la concentración de nutrientes. Con lo cual la estacionalidad es un factor determinante en la producción fitoplanctónica. Así, los valores máximos de clorofila ocurren normalmente entre enero y marzo, lo cual corresponde al pico primaveral. Después hay un período correspondiente a la fase clara, en el que la concentración de clorofila disminuye considerablemente, debido al agotamiento de nutrientes y por la presión del zooplancton. Seguido a esto ocurre el segundo pico, entre mayo y junio y finalmente, entre julio y octubre, al final del verano, puede ocurrir otro

pico de clorofila un poco mayor y que colapsa con el agotamiento de los nutrientes en el epilimnion y con el comienzo del enfriamiento del agua. La aparición de picos de clorofila durante los primeros meses del año es causada por los inviernos moderados de la región mediterránea, que generan condiciones óptimas de luz y temperatura, favoreciendo el crecimiento del fitoplancton.

La variación del caudal del río y a su vez del tiempo de residencia, son factores determinantes en la variabilidad interanual de la concentración de clorofila en el embalse de Sau. Coincidiendo con datos de Riera (1993), la concentración de clorofila fue más baja en los años en los que el caudal del río fue mayor y el tiempo de residencia menor; años 2002, 2003 y 2004. De la misma manera, la ocurrencia o no de la mezcla vertical de la columna de agua durante el invierno determina variaciones interanuales en la concentración de clorofila. Así, por ejemplo durante el 2007 la concentración de clorofila fue muy baja debido a que en el invierno correspondiente al año 2006-2007 el embalse no se mezcló, con lo cual no hubo renovación de nutrientes en el epilimnion.

Existe una covarianza entre la variabilidad de la clorofila y los sólidos en suspensión, ya que gran parte de las algas se comportan igualmente como partículas, con lo cual en las épocas en las que aumenta el fitoplancton se registra igualmente un aumento en la concentración de sólidos en suspensión. Por otra parte, la concentración de sólidos en el embalse puede variar como consecuencia de las fluctuaciones en el nivel del embalse y por los aportes del río en forma de riada que aumentan la tasa de erosión de los márgenes del embalse.

De acuerdo a todo lo dicho, la temperatura y el caudal del río Ter y en consecuencia el volumen del embalse, son las variables modificadoras más importantes en la dinámica de las variables físicas, químicas y biológicas del embalse de Sau.

El diagrama resultante del análisis de camino o *path analysis*, resume la relación existente entre las diferentes variables que pueden afectar la transparencia del agua en el embalse de Sau durante el período 1997-2005 (Fig. 58). De acuerdo a este diagrama y sus coeficientes, el tamaño del zooplancton es la variable que más contribuye sobre la variabilidad de la transparencia del agua durante la fase clara. Sin embargo, el zooplancton ejerce este efecto de manera indirecta, a través del forrajeo de las algas,

afectando la concentración de clorofila. Dicha presión del zooplancton sobre las algas y los procesos que desencadena en niveles tróficos más bajos podría definirse como un proceso de tipo *top-down*, el cual explica por que la concentración de nutrientes no determina el total de la varianza en la producción algal (Thorton et al., 1990).

Debido a que el tamaño del zooplancton es una variable que explica parte de la variabilidad en la transparencia del agua, resulta importante observar la dinámica de las poblaciones de zooplancton que más contribuyen con dicha variabilidad. En este contexto, los cladóceros y en especial los pertenecientes al género *Daphnia*, son un grupo importante, ya que por su tamaño relativamente mayor comparado con otros grupos, resultan ser filtradores muy eficientes. El tamaño promedio de los cladóceros durante el período estudiado disminuyó, hecho que coincidió con la disminución en la población de *Daphnia*.

Observando la figura 56, se ve claramente la disminución en el tamaño promedio de los cladóceros a lo largo de la serie, así como la disminución en la población del género *Daphnia*. Estos cambios implican la reducción en la capacidad filtradora del zooplancton; ya que organismos de mayor tamaño, como *Daphnia*, fueron remplazados por organismos más pequeños, como los cladóceros del género *Bosmina*, que tienen menor capacidad de filtrar y por lo tanto ejercen un efecto menor en la variabilidad de la transparencia del agua. Además como se ve en la figura 55, la población de rotíferos se incrementó significativamente al final de la serie, con lo cual la desaparición de la fase clara en los dos últimos años de la serie, podría estar relacionada con estos cambios en la población de zooplancton.

Aunque el efecto del zooplancton sobre la transparencia del agua forma parte de un proceso de tipo *top-down*, éste ocurre principalmente durante la fase clara. Pero, analizando los datos anuales se observa que procesos de tipo *bottom-up* ocurren durante el resto del año, ya que se encontró una relación positiva y significativa entre el fósforo total epilimnetico y la concentración de clorofila y ésta a su vez con la abundancia de zooplancton. Estos resultados sugieren un proceso de tipo *bottom-up* (Carpenter, 1993) en el que la variabilidad en la producción primaria está determinada por la disponibilidad de nutrientes, en este caso el fósforo total, y a su vez ésta determina la disponibilidad del alimento del que depende el zooplancton para su crecimiento.

El efecto *top-down* que ejerce el zooplancton en el embalse de Sau, podría haberse visto afectado por el efecto que un predador ubicado un peldaño más alto en la cadena trófica, ha ejercido en los últimos años de la serie sobre la población, especialmente de *Daphnia*. La introducción del piscívoro *Silurus sp.*, junto con las especies *Alburnus alburnus* y *Rutilus rutilus* podrían ser la causa principal de los cambios observados en la población de *Daphnia* y en general del zooplancton en el embalse de Sau. El efecto de especies como *Alburnus alburnus* y *Rutilus rutilus* sobre el zooplancton, ha sido ampliamente estudiado y está descrito en el trabajo pionero de Brooks and Dodson (1965). Estos zooplanctívoros seleccionan a sus presas en función del tamaño, con lo cual el zooplancton de mayor tamaño es más vulnerable. En el caso de Sau, se ve claramente el efecto que han tenido estos peces sobre la población de *Daphnia*, reduciendo su población casi en su totalidad, y favoreciendo así el éxito de la población de *Bosmina*.

Aunque la transparencia del agua, ya sea medida a través del coeficiente de extinción,  $K$  o de la profundidad del disco de Secchi,  $DS$ , no sea una estima de las concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión, existe una relación inversa entre estas variables, tal y como se ha podido observar en el análisis de los 21 embalses Catalanes. Así, embalses como Foix y Terradets, en los que se midieron las concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión, respectivamente, más altas de los 21 embalses estudiados, presentaron los valores de  $DS$  más bajos y de  $K$  más altos.

Usando la metodología de regresión lineal múltiple paso a paso propuesta por Reynolds (1984), se descompuso el coeficiente de extinción y la profundidad del disco de Secchi en la suma de sus componentes parciales. Dicho proceso, que se aplicó tanto al conjunto de datos correspondiente a los 21 embalses catalanes, como a la serie de datos de Sau en el período 1999-2007, nos lleva a concluir que la clorofila no es la mejor variable predictora de la transparencia del agua, mientras que los sólidos en suspensión, y especialmente la fracción inanimada (tripton) de estos sí lo son, o al menos lo son en mayor porcentaje. Este resultado es coherente con datos obtenidos en Sau por Armengol et al, (2003) y con trabajos como el realizado por Efler et al. (2002) en 7 embalses de Nueva York. Y su posible razón puede estar implícita en la misma naturaleza de los

embalses, ya que son sistemas que reciben una gran carga de sedimento y material en suspensión.

El mayor efecto de los sólidos en suspensión sobre la transparencia del agua, también radica en la estacionalidad del fitoplancton y por lo tanto de la concentración de clorofila. Mientras que la concentración de clorofila es mayor durante parte de la primavera y verano, y tan sólo en los primeros metros de la columna de agua, los sólidos en suspensión arriban al embalse durante todo el año y por diferentes vías. Las riadas y las variaciones en el volumen del embalse, aumentan la carga y la tasa de erosión de los márgenes del embalse. La resuspensión causada por el viento en las zonas menos profundas del embalse también aumenta la concentración de partículas en suspensión. Y finalmente, el fitoplancton también actúa como partícula, ya que no sólo absorbe luz sino que la dispersa, con lo cual aumenta el efecto de los sólidos en suspensión sobre la transparencia del agua. De acuerdo a lo dicho, el efecto de la clorofila sobre la transparencia del agua, sería más significativo, si realizáramos el mismo estudio en embalses con muy baja concentración de sólidos en suspensión o en lagos de alta montaña. Trabajos como el publicado por LaPerriere (2000), en un sistema de lagos oligotróficos en Alaska, evidencian la importancia del fitoplancton como variable predictora de la transparencia del agua, en sistemas donde la concentración de sólidos en suspensión es muy baja.

En todos los casos estudiados, la relación obtenida entre los valores calculados del coeficiente de extinción y la profundidad del disco de Secchi y sus valores respectivos medidos fue significativa. Con lo cual la metodología propuesta por Reynolds es válida y aplicable para los embalses catalanes. En todos los casos, el valor calculado explicó más del 50 % de la variabilidad del valor medido. Sin embargo, se observan ciertas diferencias en los resultados cuando se aplica la metodología a  $K$  o al disco de Secchi. Tales diferencias pueden estar explicadas por los diferentes principios con los que funciona uno y otro. Por ejemplo el disco de Secchi, parece estar más afectado por la dispersión de la luz que por la absorción lo que implica una mayor sensibilidad a factores diferentes a las algas.

La relación encontrada entre los valores del coeficiente de extinción y la profundidad del disco de Secchi para los embalses catalanes, incluyendo los valores para la serie

1999-2007 del embalse de Sau, demuestran la importancia que tiene el disco de Secchi como estima de la transparencia del agua. Los valores de  $A$ , encontrados a partir del producto  $K^*DS$ , muestran una gran variabilidad. No obstante, el valor medio de  $A$  es de 1.66 para el estudio de los embalses catalanes y de 1.77 para la serie de Sau en el período 1999-2007, lo que se aproxima bastante al valor encontrado por Rull et al, (1984) para un conjunto de 100 embalses, o al valor de 1.78 para el período 1997 a 2001 en el embalse de Sau (Armengol et al, 2003) o al ya conocido valor de 1.7 de Poole & Atkings (1929). No deja de ser curioso que los valores puntuales de todos los trabajos mencionados muestran una gran variabilidad, pero que, cuando se promedian los resultados se obtengan valores que se aproximan a 1.7.

Las diferencias que se pueden encontrar entre los diferentes valores del producto  $K^* DS$  bien sean para los resultados correspondientes a los 21 embalses catalanes o para la serie de Sau, responden a la variabilidad en las concentraciones de clorofila y/o de los sólidos en suspensión. En el caso del análisis de los 21 embalses catalanes el valor resultante de este producto oscila entre 0.9 y 2.75, lo cual indica una gran variabilidad de climas lumínicos y estados tróficos entre los diferentes embalses. Y era de esperar, ya que las características de los embalses varían considerablemente en volumen, tamaño de la cuenca y superficie. Un ejemplo es la diferencia en el tamaño de la cuenca entre los embalses de Santa Fe y Flix; el primero tiene una cuenca de 5 km<sup>2</sup>, mientras que el embalse de Flix, tiene una cuenca cercana a los 80000 km<sup>2</sup>, lo cual implica una diferencia importante en el aporte de nutrientes y por lo tanto en el estado trófico.

Respecto al embalse de Sau, la variabilidad interanual en los valores resultantes del producto  $K^* DS$  responde a la variabilidad interanual en las concentraciones de clorofila y sólidos en suspensión. Variables que a su vez responden a las fluctuaciones del caudal del río Ter y del volumen del embalse, entre otros. Años como el 2006, registraron valores bajos de  $K^* DS$  debido a la alta concentración de sólidos en suspensión. Esto no significa que el aumento de SS afecte de igual manera  $DS$  y  $K$ , ya que el disco de Secchi es más susceptible a la dispersión de la luz que es causada principalmente por los SS.

Finalmente, es importante recalcar que aunque la medida de la profundidad del disco de Secchi haya sido cuestionada por diferentes autores (Lorenz, 1980, Megard et al., 1980), resulta una medida interesante, ya que permite calcular de manera aproximada valores

relacionados con el estado trófico de un ecosistema acuático, así como una estima del clima lumínico del agua. La validez y predictibilidad de esta medida radica en la disponibilidad de una buena cantidad de datos, que en lo posible cubran un amplio espectro de posibilidades y de aparatos de medición alternativos y más sofisticados que permitan calibrar nuestra medida. También es importante enfatizar que la medida del disco de Secchi es más sensible a la dispersión de la luz (Preisendorfer, 1986; Kirk, 1994), con lo cual en sistemas donde la concentración de clorofila no presenta una variabilidad significativa, la medida del disco de Secchi no será lo suficientemente robusta. De manera contraria, en sistemas donde la concentración de sólidos en suspensión varíe significativamente, la medida del disco de Secchi nos dará una mejor aproximación de las condiciones lumínicas del agua.



## **6. CONCLUSIONES**



## 6 CONCLUSIONES

- En el período 1999-2007, el embalse de Sau registró tres períodos de sequía. El primero 1999-2000, el segundo durante gran parte del 2005 y el tercero ocurrió a finales del 2007. Estos períodos de sequía ocurrieron principalmente como consecuencia de las bajas precipitaciones en la cuenca y por la ausencia de nevadas en el pirineo durante estos años.
- Variables hidrológicas como volumen y tiempo de residencia dependieron no solo de la variabilidad estacional y los aportes de caudal del río Ter, sino que dependieron substancialmente de la gestión que se le dio al embalse durante el período de estudio.
- En el embalse de Sau, la dinámica de las variables físicas, químicas y biológicas, como en todos los lagos y embalses del mediterráneo, está sujeta a la variabilidad estacional. Independiente de la estacionalidad, las fluctuaciones en el caudal del río Ter y en el volumen del embalse son las causas que determinan de manera más significativa la variabilidad interanual de las diferentes variables estudiadas.
- Pequeñas variaciones en la temperatura atmosférica, así como cambios en el régimen hidrológico (tiempo de residencia, volumen del embalse, temperatura del agua del río) generan en el embalse de Sau retrasos en los períodos de mezcla, adelantos en la aparición del pico primaveral de fitoplancton y cambios en el grosor del epilimnion.
- Asociado a la estacionalidad y a las fluctuaciones de caudal del río Ter, el oxígeno determina las condiciones de oxido-reducción en las capas más profundas del embalse. Su presencia aumenta la tasa de descomposición de la materia orgánica y evita la prevalencia de especies químicas en estado reducido.
- Al igual que el oxígeno, el nitrato es inyectado por el río Ter en las capas profundas del embalse. Su presencia aumenta el potencial de oxido-reducción en el fondo del embalse y evita la resuspensión de fósforo atrapado en el sedimento. Su alta

solubilidad permite mayor penetrabilidad en el sedimento, y en concentraciones bajas de oxígeno funciona como principal receptor de electrones.

- La variabilidad en la conductividad y en la concentración de sales en el embalse de Sau, está determinada de manera significativa por la presencia de aguas ricas en carbonatos y bicarbonatos provenientes de la cuenca. Con lo cual, variaciones en el caudal del río Ter explican gran parte de su variabilidad. Cambios en la concentración de carbonatos y bicarbonatos, por otra parte, determinan variaciones en el poder tampón del agua del embalse.
- La variabilidad en la concentración de fósforo, al igual que ocurre con el resto de variables, depende en primer lugar de los períodos de mezcla y estratificación, ya que de esta manera se recicla parte del fósforo que se pierde al final del verano, cuando el fitoplancton colapsa y precipita. Los aportes del río son de igual forma fuente importante de fósforo disuelto y particulado.
- La concentración de clorofila aumenta en el embalse de Sau durante la primavera y el verano. Su variabilidad en el embalse depende de condiciones óptimas de temperatura, luz y disponibilidad de nutrientes. Variaciones en el caudal, volumen y tiempo de residencia generan igualmente variabilidad en la concentración y en el momento de máxima producción fitoplanctónica.
- De acuerdo a la relación estequiométrica (106C:16N:1P proporción molar) propuesta por Redfield (1958), se puede decir que el fósforo es el nutriente que limita el crecimiento del fitoplancton en el embalse de Sau.
- Como en todos los embalses, Sau recibe una gran cantidad de material en suspensión. Por esta razón la variabilidad en el caudal del río Ter es la principal variable explicativa de la varianza en la concentración de sólidos en suspensión.
- El tamaño del zooplancton fue la variable que más contribuyó sobre la variabilidad de la transparencia del agua, durante la fase clara, en el período 1997-2005. La profundidad del disco de Secchi como estima de la transparencia del agua, se relacionó positivamente con el tamaño del zooplancton, aunque dicha relación es

indirecta, ya que realmente la variable que interfiere con la transparencia del agua es la concentración de clorofila, que se ve afectada por el forrajeo del zooplancton.

- La reducción en el tamaño de los cladóceros a lo largo de la serie fue la principal razón de la desaparición de la fase clara en los últimos años de la serie. Estos resultados coinciden con la desaparición casi en su totalidad de la población del género *Daphnia*.
- La disminución en la población del género *Daphnia* favoreció el incremento del número de especies y de la abundancia de rotíferos.
- Durante la fase clara en el embalse de Sau prevalece un control de tipo *top-down*, mientras que durante el resto del año el control que prevalece es de tipo *bottom-up*.
- La principal causa de los cambios en la dinámica del zooplancton podría ser la introducción de los peces *Silurus* (indirectamente), *Alburnus alburnus* y *Rutilus rutilus*. La reducción en el tamaño de los cladóceros durante los últimos años, quedando únicamente organismos menores a 0.5 mm, que corresponden básicamente a *Bosmina*, es congruente con la estrategia de predación selectiva, por tamaño de sus presas, que tienen estos peces y coincide con algunos de los resultados obtenidos por Brooks and Dodson (1965).
- El clima lumínico en los embalses catalanes puede ser medido indistintamente con el disco de Secchi o a través de perfiles de atenuación de luz.
- La contribución de los diferentes factores que afectan la extinción de la luz puede ser obtenida a través del método de regresión múltiple paso a paso. Método que puede ser aplicado tanto al coeficiente de la luz (K) como a la profundidad del disco de Secchi (DS).
- En todos los análisis, la fracción inanimada fue el componente analizado que más contribuyó con la extinción de la luz. Dicha fracción corresponde al tripton, en el período 1999-2007 y a la suma del material orgánico particulado detrítico y los sólidos en suspensión inorgánicos en el período 2001-2007.

- En el análisis de los datos de los 21 embalses catalanes y en el de la serie de Sau en el período 1999-2007, la correlación entre la profundidad del disco de Secchi y los sólidos en suspensión es mejor que la obtenida con la concentración de clorofila. Esto se debe a que según algunos autores (Kirk, 1994) la medida del disco de Secchi es más sensible a la radiación difusa.
- Al igual que con el disco de Secchi, el coeficiente de extinción de la luz se correlaciona mejor con los sólidos en suspensión que con la concentración de clorofila; lo cual es resultado de las elevadas cargas de material particulado a la que están sometidos los embalses.
- Al menos para el Embalse de Sau y en general, para los embalses catalanes, el uso de la medida del disco de Secchi como estima del estado trófico, debe ser usada cuidadosamente, ya que como se ha mencionado, ésta medida de la transparencia del agua se relaciona mejor con los sólidos en suspensión que con la clorofila.

## **7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS**



## 7 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Agència Catalana de l'Aigua (ACA), 2003. Propostes d'Estudi dels embassaments Catalans segons la directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu. 212 p.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA), 2008. l'Aigua a Catalunya. Diagnosi i propostes d'actuació. 100 p. [http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/publicacions/aigua\\_a\\_catalunya/ebook/pdf/aigua\\_a\\_catalunya\\_ca.pdf](http://aca-web.gencat.cat/aca/documents/ca/publicacions/aigua_a_catalunya/ebook/pdf/aigua_a_catalunya_ca.pdf)

Angeler, D.G., M. Álvarez-Cobelas, S. Sánchez-Carrillo & M. A. Rodrigo. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences*, 64, 76-78.

Armengol, J., M. Crespo, J.A. Morgui & A. Vidal. 1986. Phosphorus budgets and forms of phosphorus in the Sau reservoir sediment: An interpretation of the limnological record. *Hydrobiologia*, 143, 331-336.

Armengol, J., J.C. García, M. Comerma, M. Romero, J. Dolz, M. Roura, B. Han, A. Vidal & K. Simek. 1999. Longitudinal Processes in canyon type reservoirs. The case of Sau. (N.E. Spain). p. 313-345. In G. Tundisi and M. Straskraba (eds.), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys publishers.

Armengol, J., L. Caputo, M. Comerma, C. Feijó, J.C. Garcia, R. Marcé, E. Navarro & J. Ordóñez. 2003. Sau Reservoir's light climate: relationships between Secchi depth and light extinction coefficient. *Limnetica* 22(1-2): 195-210.

Armengol, J., M. Comerma, J.C. García, M. Romero J.J. Rodríguez, F. Valero & A. Vidal., 2005. Contribució al coneixement de l'ecologia aquàtica de l'embassament de Sau. Evolució de l'embassament al 1999. *Quaderns ATLL*, 8: 1-93.

Arnott E.S. & M.J. Vanni. (1993) Zooplankton assemblages in fishless bog lakes: Influence of biotic and abiotic factors. *Ecology*, 4(8), 2361-2380.

APHA (American Public Health Association), 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18<sup>th</sup> ed. American Public Health Association. Washington D.C. 991 pp.

Benejan, Ll. J. B., J. Ordóñez, J. Armengol, E. García-Berthou. 2008. Short-Terms of a Partial Drawdown on Fish Condition in a Eutrophic Reservoir. *Water Air and Soil Pollution*. 190: 3-11.

Benndorf, J., W. Böing, J. Koop & I. Neubauer. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology*, 47, 2282-2295.

Birge, E. A. 1916. The work of the wind in warming a lake. *Trans. Wis. Acad. Sci.* 18: 341-391.

Boström, B, G. Persson & B. Broberg. 1988. Bioavailability of different phosphorous forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 170, 21-34.

Bottrell, H.H., A. Duncan, M.Z. Gliwicz, A. Grygierek, A. Herzig, Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska. 1976. *A review of some problems in zooplankton studies*. *Norw. J. Zool.*, 24, 419-456.

Breh, G. O. & Stuart F. Mitchell. 1998. Does sediment resuspension have persistent effects on phytoplankton? Experimental studies in three shallow lakes. *Freshwater Biology*. 40: 51-63.

Brooks, J. L. & S. L. Dodson. 1965. Predation, body size and composition of the plankton. *Science*, 150, 28-35.

Burmann, R. & L. O. Pochop. (1994). *Evaporation, Evapotranspiration and Climatic data*. Amsterdam, Elsevier.

Butturini, A., T. J. Battin and F. Sabater. 2000. Nitrification in stream sediment biofilm: The role of ammonium concentration and DOC quality. *Wat. Res.* Vol. 34 (2): 629-639.

Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22, 361-369. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Carlson, R. E., 1980. More complication in the chlorophyll- Secchi disk relationship. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2): 379-382.

Carol, J., Benajem., C. Alcaraz, A. Vila-Gispert, L. Zamora, E. Navarro, J. Armengol & E. García-Berthou. 2006. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. *Ecology of freshwater fish*, 15, 66-77. © Blackwell Munksgaard, 2005.

Carpenter, S.R. and J.F. Kitchell. 1993. *The Trophic Cascade in Lakes*. Cambridge University press. 399 pp.

Chapra, S. C. & K. H. Reckhow, K. H. (1983). *Engineering approaches for lake management*. Vol. 2: Mechanistic Modelling. Boston, Butterworth Publishers. 492 p.

Chase, J.M. 2003. Strong and weak trophic cascades along a productivity gradient. *Oikos*, 101, 187-195.

Christoffersen, K., B. Riemann, A. Klysner and M. Søndergaard. 1993. Potential role of fish predation and natural populations of zooplankton in structuring plankton community in eutrophic lake water. *Limnol. Oceanogr.*, 38 (3), 561-573. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Cole, T.M and H.H. Hannan. 1990. Dissolved oxygen dynamics. In “ *Reservoir Limnology. Ecological perspectives.*” ( K.W. Thornton, B.L. Kimmel & F.E. Payne, eds), pp. 15- 41. John Wiley and Sons, Inc., N.Y

Comerma, M., J.C. García, J. Armengol, M. Romero & K. Simek. 2001. Planktonic Food Web Structure along the Sau Reservoir (Spain) in summer 1997. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 86 (2), 195-209.

Comerma, M., J.C. García, M. Romero, J. Armengol and Karel Simek. 2003. Carbon flow dynamics in the pelagic community of the Sau reservoir (Catalonia, NE Spain). *Hydrobiologia* 504: 87-98.

Cooke, G. D., E.B. Welch, S.A. Peterson & S. A. Nichols. 2005. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. Third Edition. CRC press. Boca Raton. 591 pp.

Davis-Colley, R.J. & W.N. Vant. 1987. Absorption of light by yellow substance in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 32(2), 416-425.

Dumont, J.H., I. Van de Velde & S. Dumont. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19, 75-97.

Edmonson, W. T. 1980. Secchi disk and chlorophyll. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2), 64-90. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Efler, S.W., M.G. Perkins, N. Ohrazda, D.A. Matthews, R. Gelda, F. Peng, D.L. Jonson & C.L. Stepchuk. 2002. Tripton , transparency and light penetration in seven New York Reservoirs. *Hydrobiologia* 468, p: 213- 232.

Efler, S.W., R. Russell & M.G. Perkins. 1988. A simple technique for estimating absorption and scattering coefficients. *Water Resources Bulletin.*, American Water Resources Association. Vol. 24., No. 2.

Elser, J. J., E. R. Marzolf and C. R. Goldman. 1990. *Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in freshwater of North America: a review and critique of experimental enrichments*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1468-1477.

Elser, J. J. & C.R. Goldman. 1991. Zooplankton effects on phytoplankton in lakes of contrasting trophic status. *Limnol. Oceanogr.* 36 (1), 378-379. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Ford, D. E. 1990. *Reservoir transport processes*. In: Thornton, K.W., B. L. Kimmel & F. E. Payne. 1990. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons. Pp: 15-41.

Geraldes, A. A. & M. J. Boavida. 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes and reservoirs: Research and management*. 10: 59-69.

Gilbert, J. J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33 (6, part 1), 1286-1303. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Gilbert, J. J. 1989. The effect of *Daphnia* interference on a natural rotifer and ciliate community: Short term bottle experiments. *Limnol. Oceanogr.* 34(3), 606-617. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Gliwicz, Z. M. 1990. Food thresholds and body size in cladocerans. *Nature* 343, n°. 6259, pp. 638-640.

Gliwicz, Z. M & M. J. Boavida. 1996. Clutch size and body size at first reproduction in *Daphnia publicaria* at different levels of food and predation. *Journal of Plankton Research* 18, n°. 6, pp. 863-880.

González, G. 2008 El ciclo del oxígeno en el embalse de Sau: Patrones de variación estacional y su modelizado mediante DYRESM-CAEDYM. Diplomado de estudios avanzados. Barcelona: Universidad de Barcelona.

Hamilton D. P & S.F. Mitchell. 1997. Wave-induced shear stress, plant nutrients and chlorophyll in seven shallow lakes. *Freshwater Biology* 38: 159-168.

Han, B., J. Armengol, J.C. García, M. Comerma, M. Roura, J. Dolz & M. Straskraba. 2000. The thermal structure of Sau reservoir (NE: Spain): a simulation approach. *Ecological Modelling* 125: 109-122.

Hansen, J., K. Reitzel, H.S. Jensen, and F. Andersen. 2003. Effects of aluminium, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorous release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiol.* 492:139-149.

Horn, W. 2003. Long-term development of the crustacean plankton in the Saldenbach Reservoir (Germany) – changes, causes, consequences. *Hydrobiologia*, 504, 185-192. © 2003, Kluwer Academic Publishers.

Hrbáčěk, M. Dvořáková, V. Kořínek and L. Procházková. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* XLV. 192-195.

Hossein, H. 2007. Singular Spectrum Analysis: Methodology and Comparison. *Journal of Data Science* 5, 239-257

Hutchinson, E.V. 1957. *A treatise on Limnology. Vol.1: Geography, Physics and Chemistry*. John Wiley & Sons. New York- 1015. p.

Idso, S. B., 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.* 18: 681-683.

Jeffrey, S. W. & G. F. Humphrey, 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem, Physiol. Pflanzen* 167: 191-194.

Jürgens, K. 1994. Impact of Daphnia on planktonic microbial food webs – A Review. *Marine Microbial Food webs*, 8 (1-2), 295-324.

Kalff, J. 2002. *Limnology. Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall.

Kennedy H. R. and Walker W. W. 1990. *Reservoir nutrient dynamics*. In “ Reservoir Limnology. Ecological perspectives.” ( K.W. Thornton, B.L. Kimmel & F.E. Payne, eds), pp. 15- 41. John Wiley and Sons, Inc., N.Y

Kenneth, J.V. 1992. A spectral model of the beam attenuation coefficient in the ocean and costal areas. *Limnol. Oceanogr.*, 37(3), 501-509.

Kimmel, B.L., O. T. Lind, & L. J. Paulson. 1990. *Reservoir Primary Production*. In: Reservoir Limnology. Ecological perspectives. K. W. Thorton, B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds.), pp. 133-194. John Wiley & Sons, Inc., N.Y.

Kirk, J.T.O. 1994. *Light & Photosynthesis in aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press. Second edition. 509 p.

Krambeck, H.J., A. Lilstein & M. Zoran. 1992. Physical aspects of the ecosystems structure of dual purpose reservoir in the Israeli coastal area: Preliminary results of a solar driven data acquisition system. *Limnologica* 22: 129-135.

Koenings, J. P., J. A. Edmundson. 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaska lakes. Effects of yellow colour and turbidity. *Limnol. Oceanogr.* 36: 91-105.

Kwang- Hyeon, C., T Nagata & T. Nanazato T. 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community. An experimental analysis using tanks. *Lymnology*, 5, 121-124. © The Japanese Society of Limnology 2004.

Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai and Taylor B. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.*, 31(3), 1986, 478-490.

Lampert, W. and U. Sommer. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and streams*. Oxford University Press. New York. 382 p.

LaPerriere, J. D. & J.A. Edmunson. 2000. Limnology of two lake systems of Katmani National Park and Preserve, Alaska: Part II. Light penetration and Secchi depth. *Hydrobiologia*. 418: 209-216.

Legendre, P & L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. 2<sup>nd</sup> Ed. Developments in ecological modelling, vol. 20. Elsevier, Amsterdam.

Lorenzen M, M. W. 1980. Use of chlorophyll- Secchi disk relationships. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2), 371-372. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Malley, D.F., S.G. Lawrence, M.A. Maciver & Findlay. 1989. Range of variation in estimates of dry weight for planktonic Crustacea and Rotifera from temperate North American Lakes. *Can. Tech. Report Fish and Aquat. Sci.*, 666, iv. + 49pp.

Marcé, R., J. Armengol y J. Dolz. 2009. Els efectes als embassaments i la seva rellevància en la quantitat i la qualitat de l'aigua per a garantia del recurs. En *Aigua i Canvi climàtic. Diagnosi dels impactes previstos a Catalunya*. Nova Cultura de l'Aigua (eds), 221-228, Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya.

Marcé, R., M. Comerma, J. C. Garcia, J. Goma, & J. Armengol. 2000. Limnology of Foix reservoir (Barcelona, Spain). *Limnetica*. 19: 19: 175-191.

Marcé, R., M. Comerma, J.C. García & J. Armengol. 2004. A neuro-fuzzy modeling tool to estimate fluvial nutrient loads in watersheds under time-varying human impact.

*Limnol. Oceanogr.: Methods* 2, 342-355. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Marcé, R. 2007. Ter river influence on Sau reservoir limnology. PhD Thesis. Barcelona: Universidad de Barcelona.

Marcé, R., C. Feijoó, E. Navarro, J. Ordoñez, J. Gomà and J. Armengol. 2007. Interaction between wind-induced seiches and convective cooling governs the spatial distribution of algae in a canyon-shaped reservoir. *Freshwater Biology*, 52, 1336 – 1352.

Marcé, R., E. Moreno-Ostos and J. Armengol. 2008. The role of river inputs on the hypolimnetic chemistry of a productive reservoir: implications for management of anoxia and total phosphorous internal loading. *Lake. Reserv. Manage*, 24 (1), 87-98.

Margalef, R., D. Planas, J. Armengol, N. Prat, A. Vidal, J. Toja, A. Guiset & M. Estrada. 1976. *Limnología de los embalses Españoles*. Volumen I y II Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Publicas. Madrid. 421 p.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 1010 p.

Margalef, R. 1985. Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1841-1848.

McCauley, E. 1984. The Estimation of the Abundance and Biomass of Zooplankton in Samples. In: *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Downing J.A. & F.H. Rigler (eds), 228-265. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

McKee, D., D. Tkinson, S.E. Collings, J.W. Eaton, A.B. Gill, K. Hatton, T. Heyes, D. Wilson & B. Moss. 2003. Response of fresh water microcosm communities to nutrients, fish and elevated temperature during winter and summer. *Limnol. Oceanogr.*, 48(2), 707-722. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Megard, R.O., J.C. Settles, H. A. Boyer, W. S. Combs. 1980. Light, Secchi disk and trophic states. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2): 373-377.

Megard, R.O. 2000. Diagnosis of light attenuation with Secchi disk. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. Limnology and Lake management*. 55: 169-178.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MMA). 2008. Desarrollo de las Presas en España. Link:

[http://www.mma.es/portal/secciones/acm/aguas\\_continent\\_zonas\\_asoc/seguridad\\_presas/intro\\_presas/index.htm](http://www.mma.es/portal/secciones/acm/aguas_continent_zonas_asoc/seguridad_presas/intro_presas/index.htm)

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MMA). 2002. Evaluación ambiental estratégica del plan hidrológico nacional. Link:

[http://www.chguadalquivir.es/chg/opencms/chg-web/menu\\_izquierda/marco-legal/plan\\_hidrologico\\_nacional/contenido.html](http://www.chguadalquivir.es/chg/opencms/chg-web/menu_izquierda/marco-legal/plan_hidrologico_nacional/contenido.html)

Moreno-Ostos E. 2004. Spatial Dynamics of Phytoplankton in El Gergal Reservoir (Seville, Spain). Ph. D. Thesis. University of Granada.

Moreno-Ostos, E, R. Marcé, J. Ordóñez, J. Dolz, and J. Armengol. 2008. Hydraulic management drives heat budgets and temperature trends in a Mediterranean reservoir. *International Review of Hydrobiology*. 93, 2: 131-147.

Nilsson, C., C. A. Reidy, M. Dynesius and C. Revenga. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems.. *Science*, 308, 405.

O'Sullivan P.E. & C. Reynolds. 2005. *The Lakes Handbook, (Vol.2) Lake Restoration and Rehabilitation*. Blackwell Science Ltd. Oxford U.K. 560 pp.

Poole, H. H. & Atkings W. R. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 16: 297-324.

Preisendorfer, R. W. 1986. Secchi disc science. Visual optics of natural waters. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 909-926.

Queimaliños, C.P., B. E. Modenutti & E. G. Balseiro. 1998. Phytoplankton responses to experimental enhancement of grazing and nutrient recycling in a small Andean lake. *Freshwater Biology*, 40, 41-49.

Rask, M., M. Olin, J. Keskitalo, A. Lehtovaara, J. Ruuhijärvi & S. Vesala. 2003. Responses of plankton and fish communities to mass removal of planktivorous fish in a two-basin lake in southern Finland. *Hydrobiologia*, 506-509, 451-457.

Rawson, D. S. 1960. A limnological comparison of twelve large lakes in the northern Saskatchewan. *Limnol. Oceanog*, 5: 195-211.

Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am, Sci.* 46: 206-226.

Reynolds C.S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge Univ. Press. 384 pp.

Reynolds, C. 1992. Eutrophication and the management of planktonic algae: what Wollenweider couldn't tell us. In: Sutcliffe D.W. & J.G.Jones. Eutrophication: Research and application to water supply: 4-29.

Rueda, F.J., E. Moreno-Ostos, J. Armengol. 2006. The residence time of river water in the reservoirs. *Ecol. Model.* 191: 20-274.

Rull, V., T. Vegas, & J Navarro. 1984. Extinción de la luz en los embalses españoles. Relación con la concentración de clorofila y las partículas en suspensión. *Oecología acuática*. (7) : 25-36.

Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 8, 71-76.

Sabater, S. H. Guasch, E. Marti, J. Armengol, M. Vila and F. Sabater. 1992. The Ter, a Mediterranean river system in Spain. *Limnetica* 8, 141-149.

Seip, K. L. & C. S. Reynolds. 1995. Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. *Limnol. Oceanogr.*, 40(3), 589-597. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Schindler, D. W. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes. Implications for lake management. *Science* 184: 897-899.

Schindler, D. W., R. E. Hecky, D.L. Findlay, M.P. Stainton, B.R. Parker, M.J. Paterson, K.G. Beaty, M. Lyng, and S.E.M. Kasian. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input. Results of a 37-year whole- ecosystem experiment. *PNAS* August 12, 2008. Vol. 105. No. 32. 11254-11258.

Shelley A.E. & M. Vanni. 1993. Zooplankton assemblages in fishless bog lakes: Influence of biotic and abiotic factors. *Ecology.*, 74 (8), 2361-2380.

Smith, V. H., J. Sieber-Delinger, F. deNoyelles. 2002. Managing taste and odor problems in a eutrophic drinking water reservoir. *J. Lake Reser. Manage.*, 18, 319-323.

Sokal, R. & F. Rolf. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, San Francisco. 859.pp

Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert & A. Dunan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh water. *Archiv. für Hydrobiologie.*, 106, 433-471.

Steiner, C. F. 2004. *Daphnia* dominance and zooplankton community structure in fishless ponds. *Journal of plankton research.*, 26 (7), 799-810.

Stemberger R. S. & E. K. Miller. 2003. Cladoceran body length and Secchi Disk transparency in north-eastern U.S. lakes. *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences.*, 60(12), 1477-1486.

Taylor, W. D. & J. C. H. Carter. 1997. Zooplankton and its relationship to trophic status in deep Ontario lakes. *Can. J. fish Aquat. Sci.*, 54, 2691-2699.

Thornton, K. W. 1990. *Perspectives on reservoirs limnology*. In: K. W. Thornton, B. L. Kimmel & F. E. Payne. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons. 246 p.

Van Duin, E.H.S., G. Blom, F. J. Los, R. Maffione, R. Zimmerman, C. F. Cerco, M. Dortch, E. P. H. Best. 2001. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia*. 444: 25-42.

Vautard, R. and Ghil. 1989. Singular spectrum analysis in nonlinear dynamics with applications to paleoclimatic time series. *Physica D*, 35, 395-424.

Vidal, C. A and T. J. Om. 1993. The eutrophication process in Sau Reservoir (NE Spain): A long term study. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25. 1247-1256.

Verdouw, H., P. C. M. Boers, and E. M. J. Dekkers . 1985. The dynamic of ammonia in sediments and hypolimnion of Lake Vechten (The Netherlands). *Arch. Hydrobiol.* 105:79-92.

Ward, A. K. and R.G. Wetzel. 1980. Interactions of light and nitrogen source among planktonic blue-green algae. *Arch. Hydrobiol.* 90:1-25

Webster I. T. and P. A. Hutchinson. 1994. Effect of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes revisited. *Limnol. Oceano.*, 39(2), 365-373. By the American Society of Limnology and Oceanography, Inc.

Werner S. And J. J. Morgan. 1981. *Aquatic Chemistry; An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2<sup>nd</sup> Edition. John Wiley & Sons. 780p.

Wetzel, R. G. 1966. Productivity and nutrient relationships in marl lakes of northern Indiana. *Verh. Internat, Verein. Limnol.* 16: 321-332.

Wetzel, R. G. 1990. *Reservoir ecosystems: Conclusions and speculations*. In: K. W. Thornton, B. L. Kimmel & F. E. Payne. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley and Sons. 246 p.

Wetzel, R.G. & Likens. 1991. *Limnological Analysis*. 2<sup>nd</sup> Edition. Springer-Verlag. New York. 391 p.

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology*. W. B. Saunders Company. Philadelphia. 1006 p.

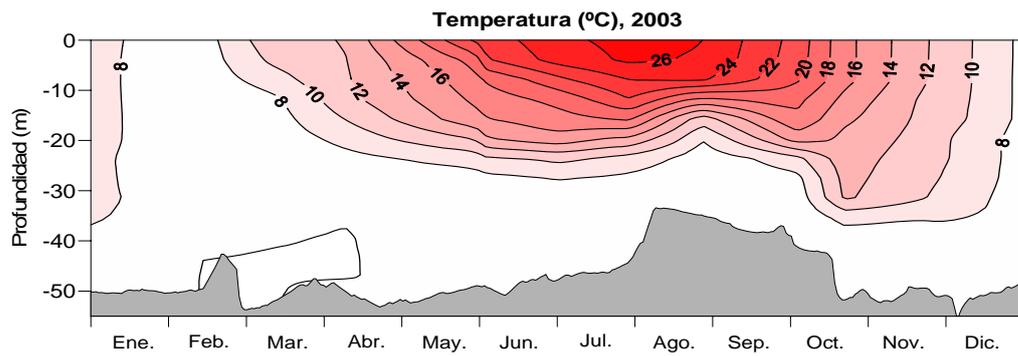
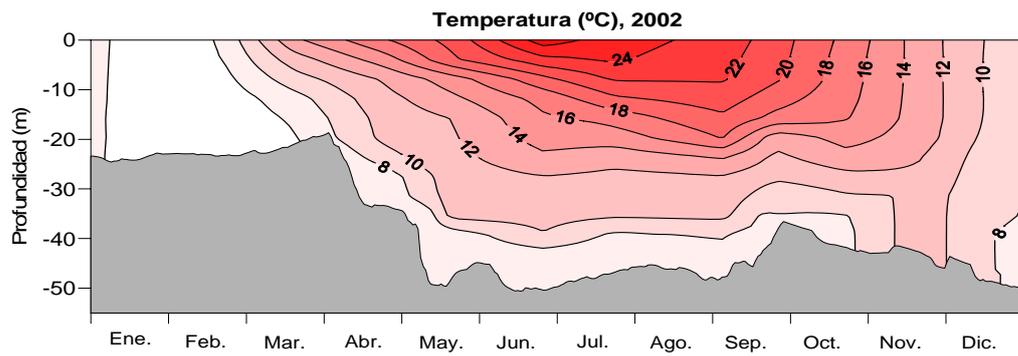
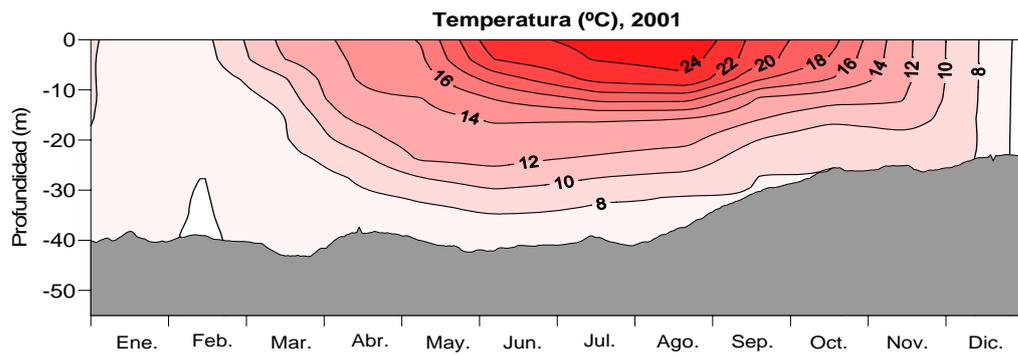
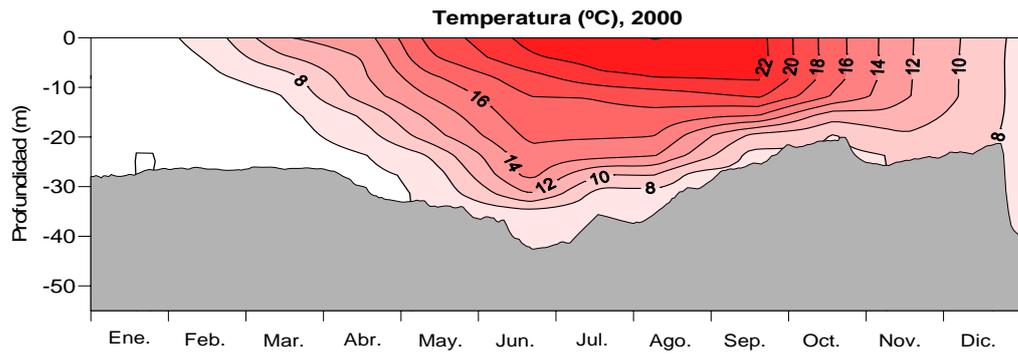
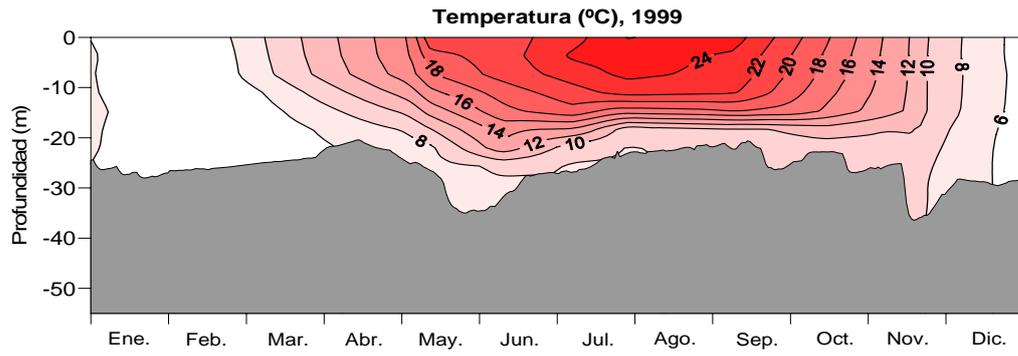
Wright D. I. & J. Shapiro. 1984. Nutrient reduction by biomanipulation: An unexpected phenomenon and its possible cause. *Verhandlungen, Internationale der Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie*, 22, 518-527.

Murphy, J. & J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.

## **ANEXO**



Se incluyen en este Anexo las Figuras correspondientes a la evolución de las diferentes variables medidas en el embalse de Sau para los años 1999 a 2007



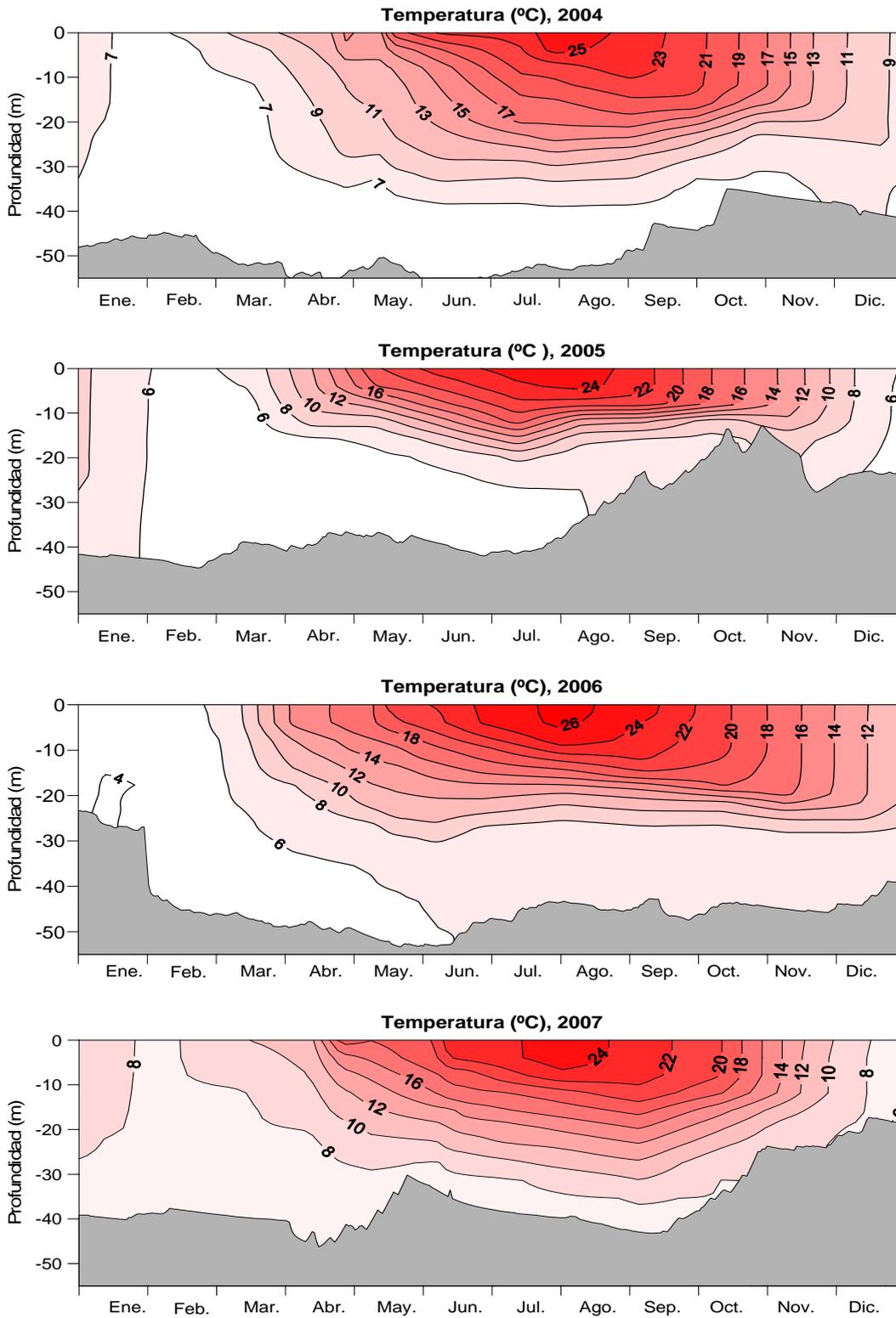
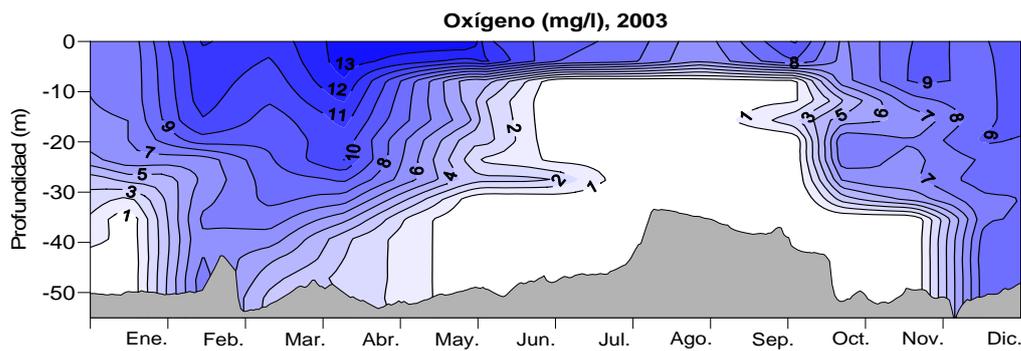
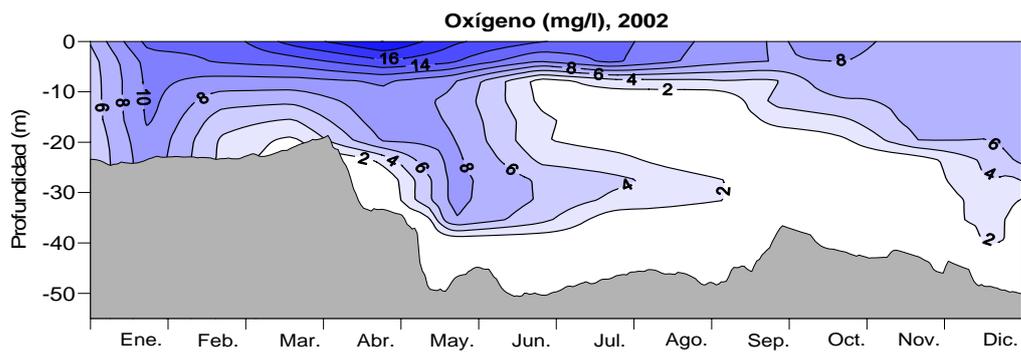
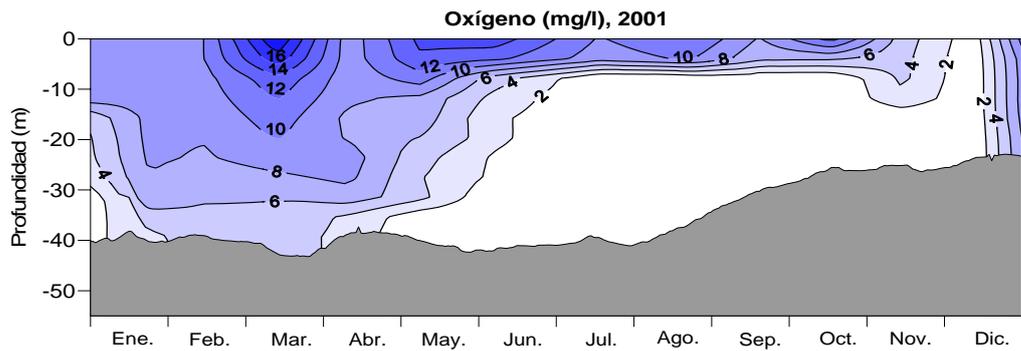
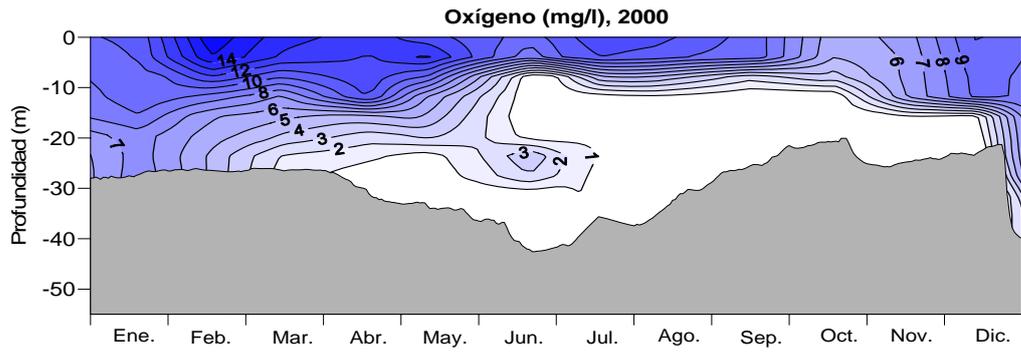
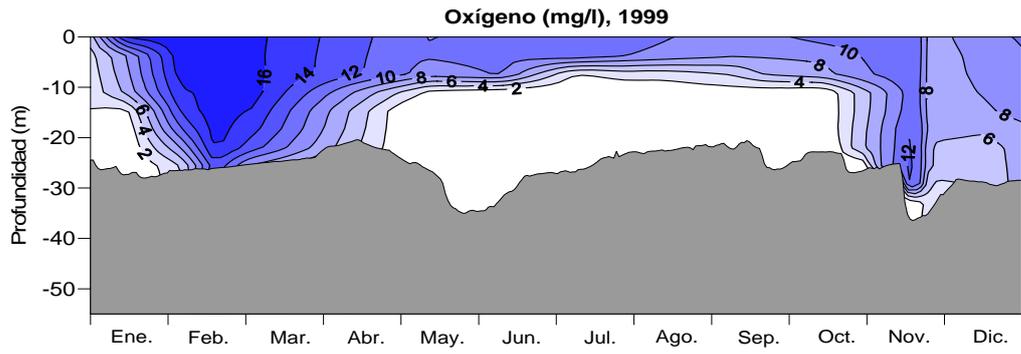


Fig. A-1. Ciclo anual de la temperatura en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



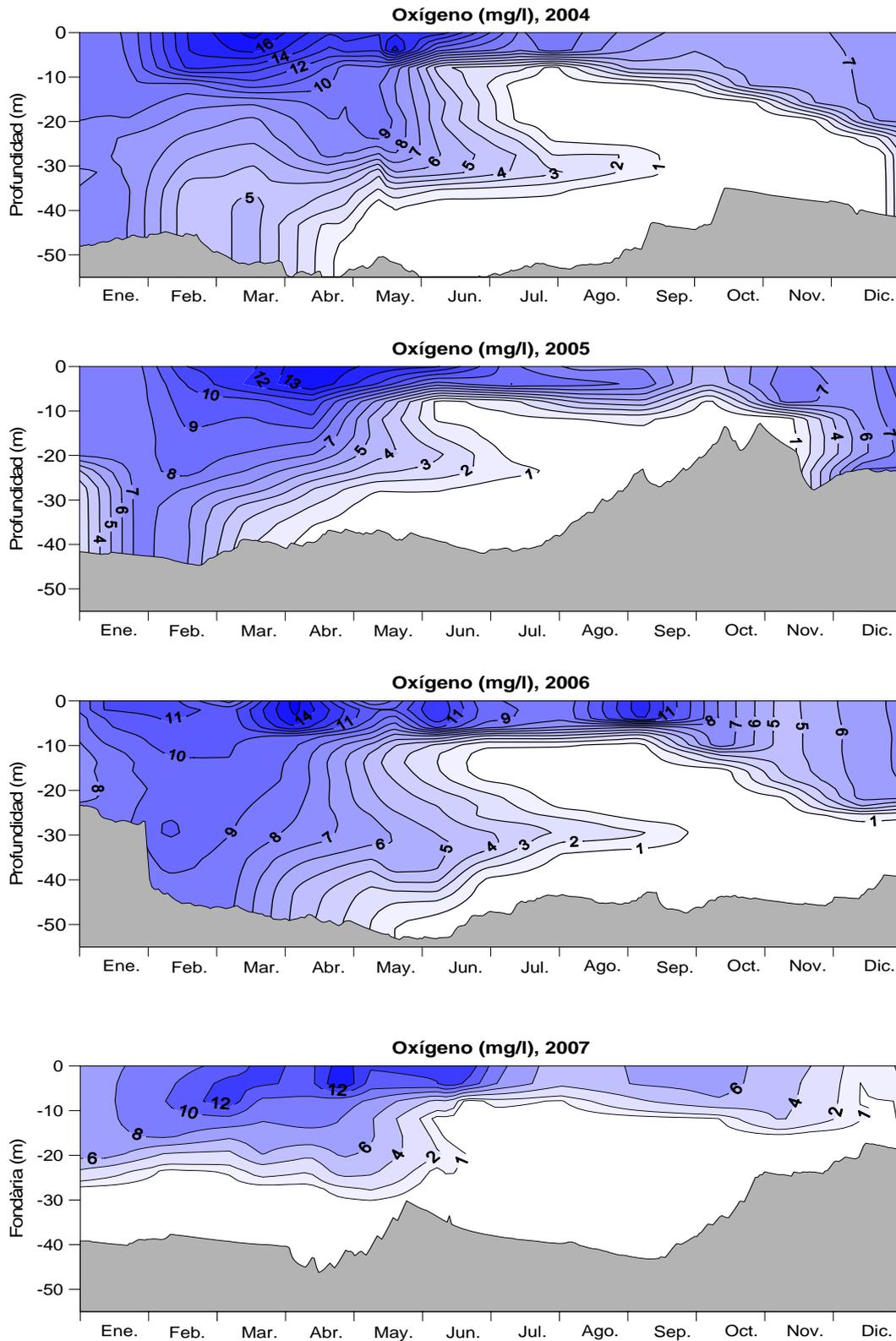
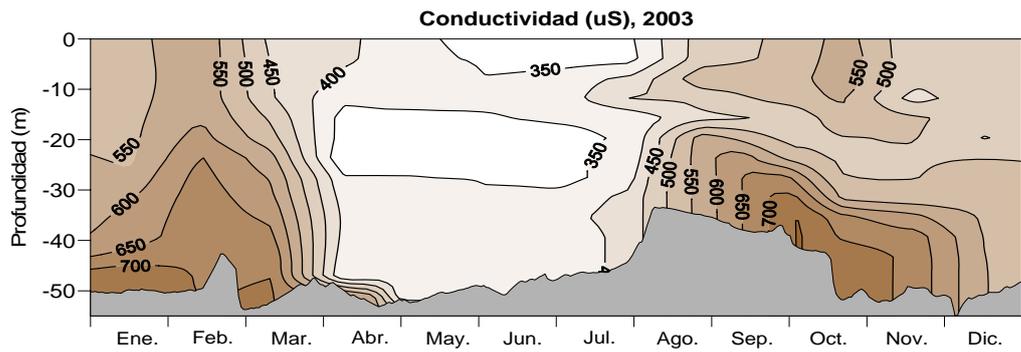
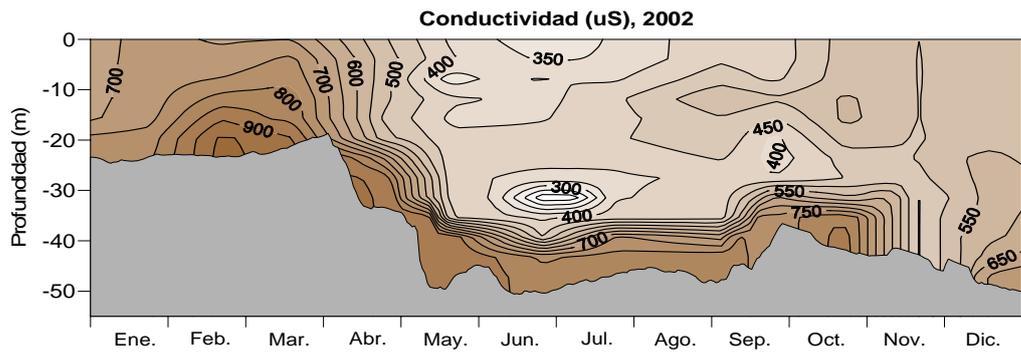
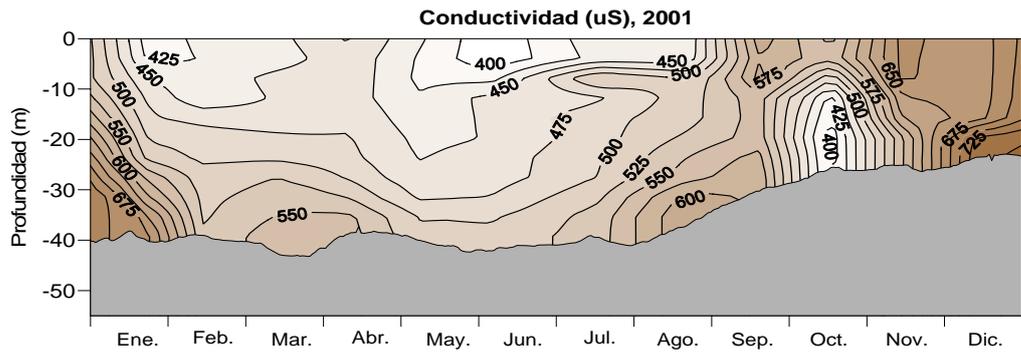
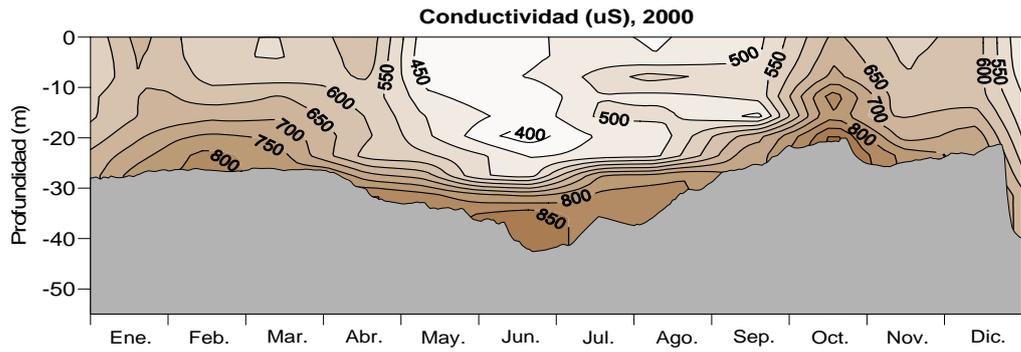
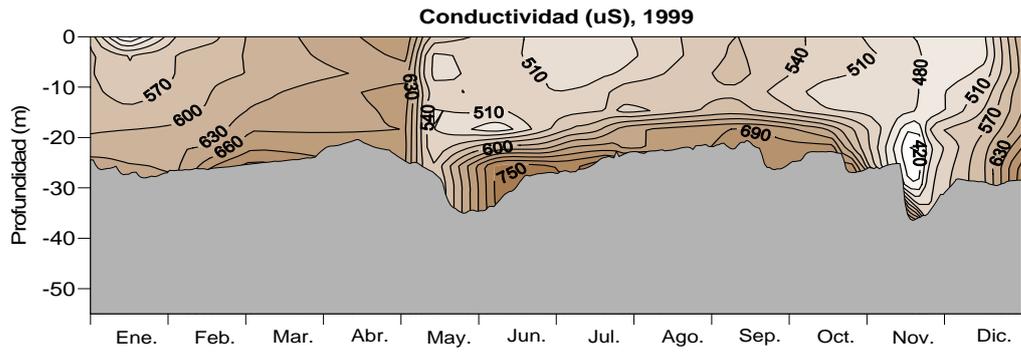


Fig. A-2. Ciclo anual del oxígeno disuelto en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



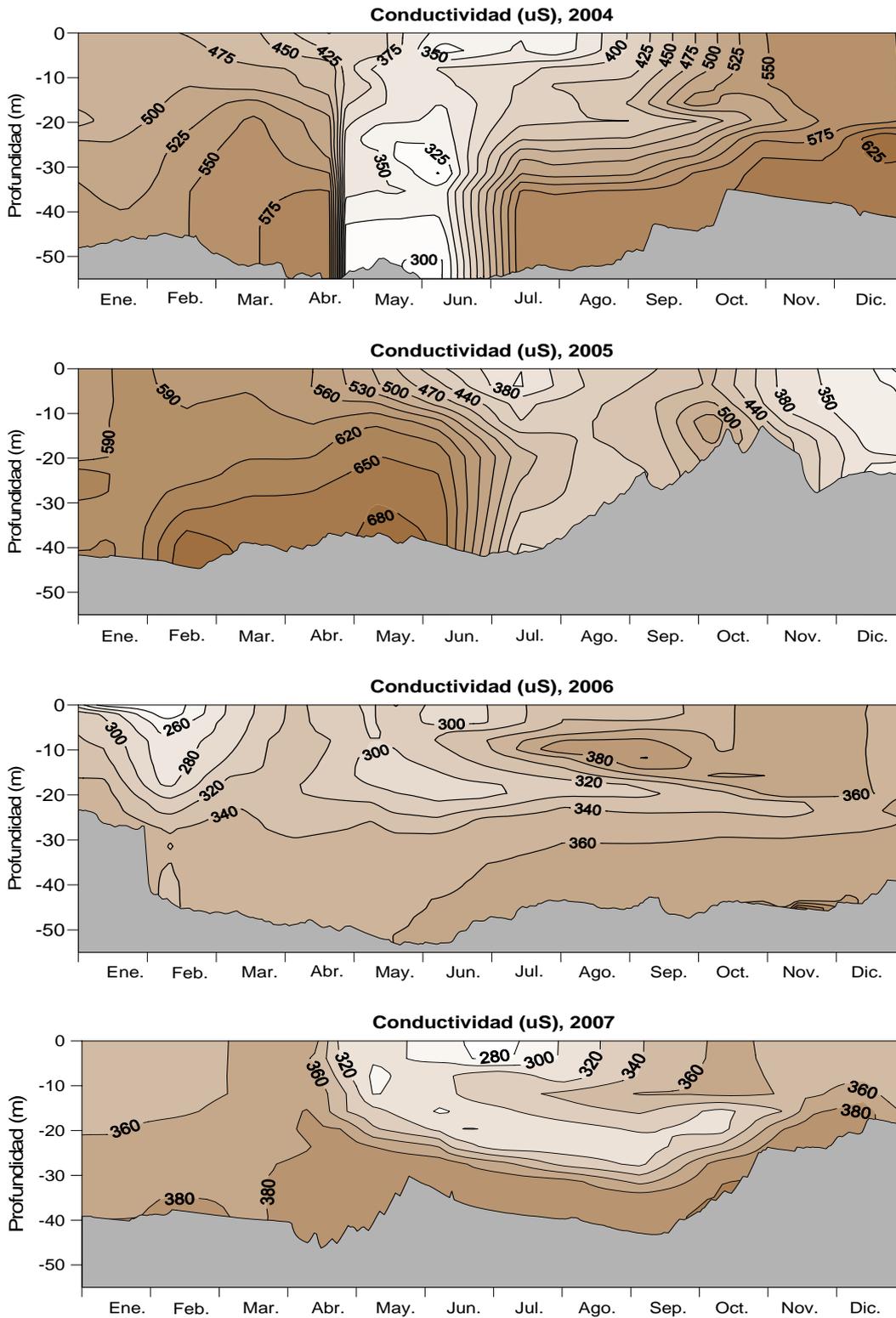
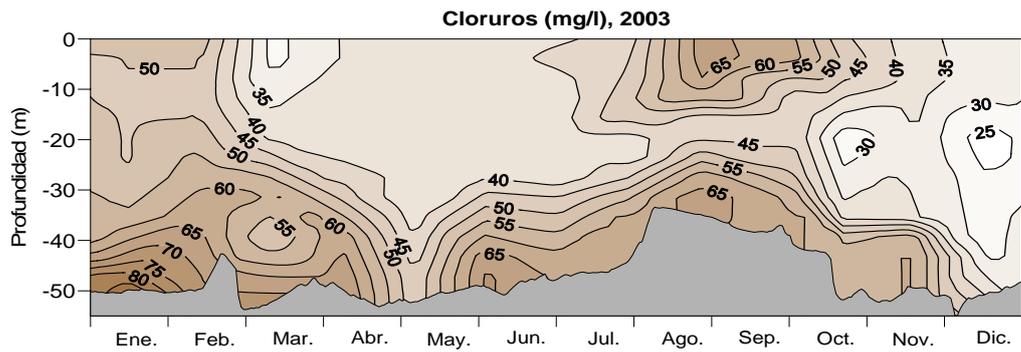
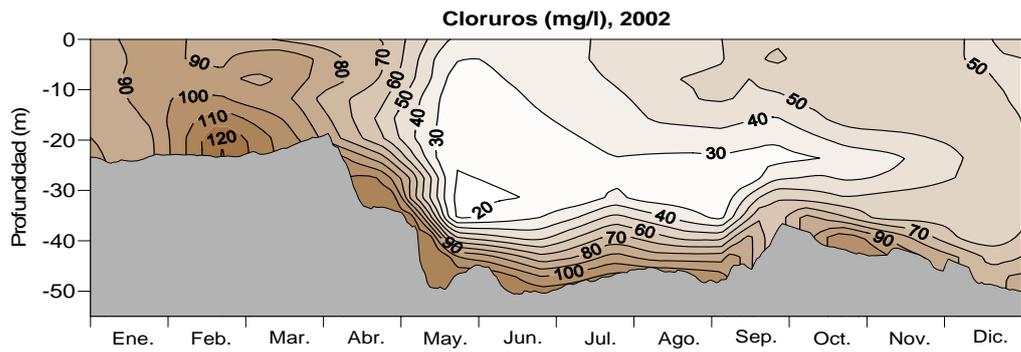
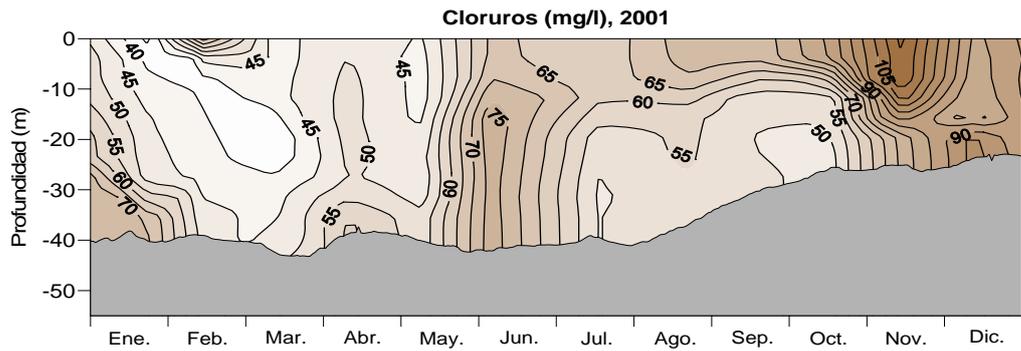
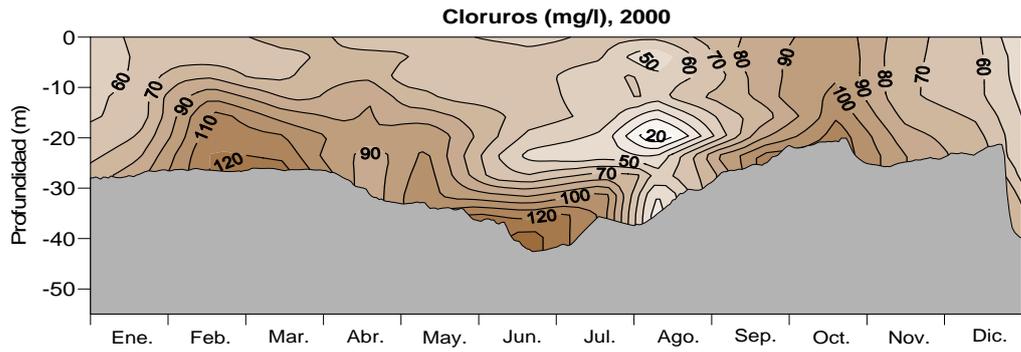
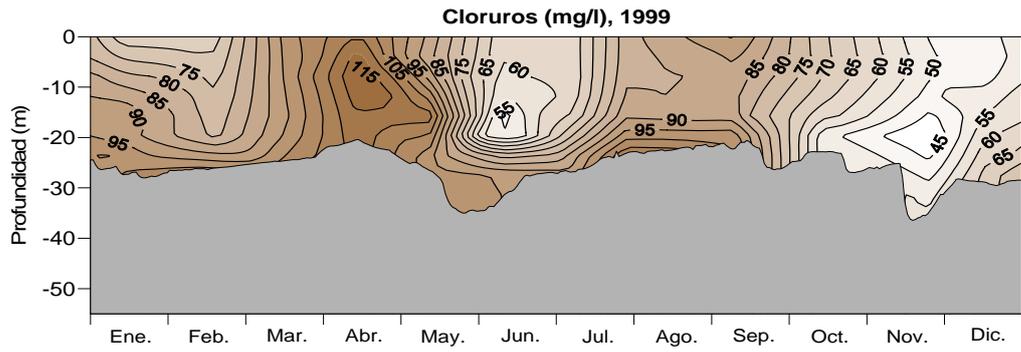


Fig. A-3. Ciclo anual de la conductividad en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



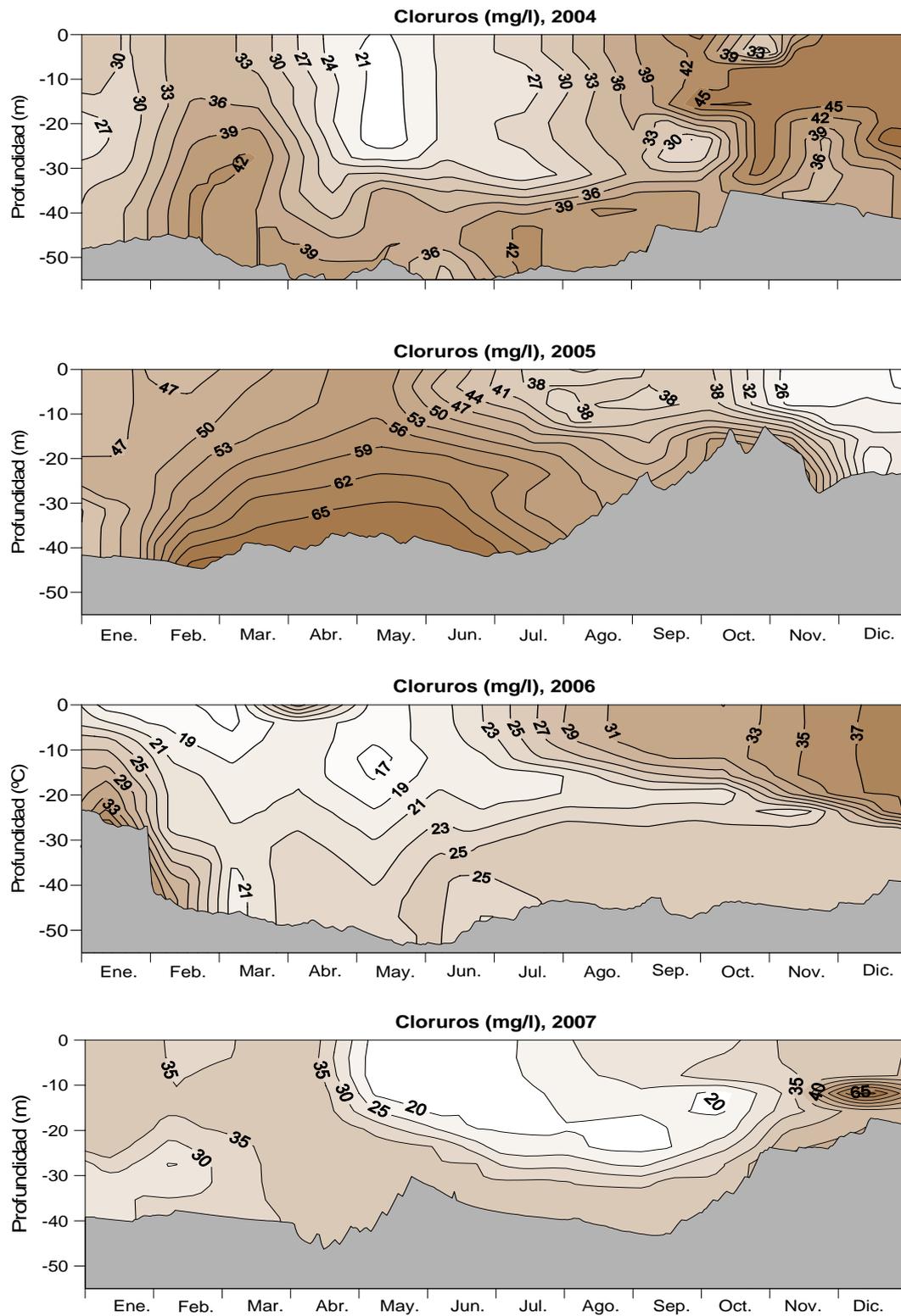
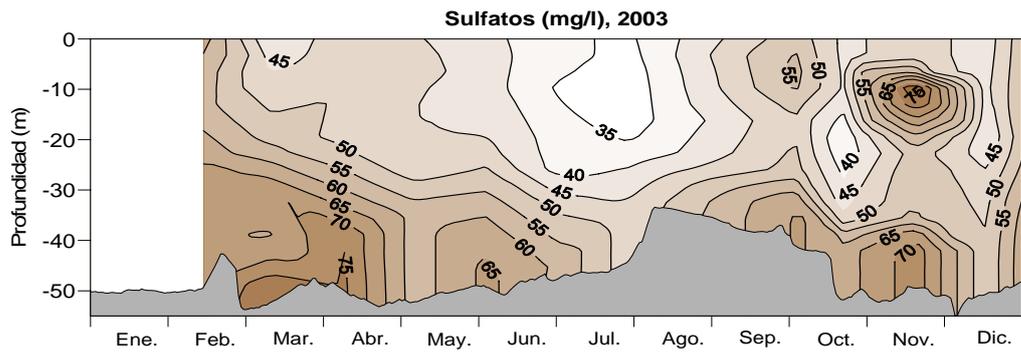
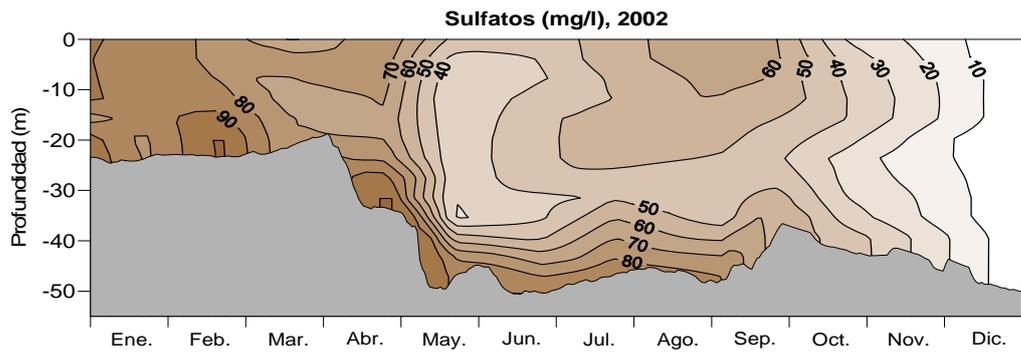
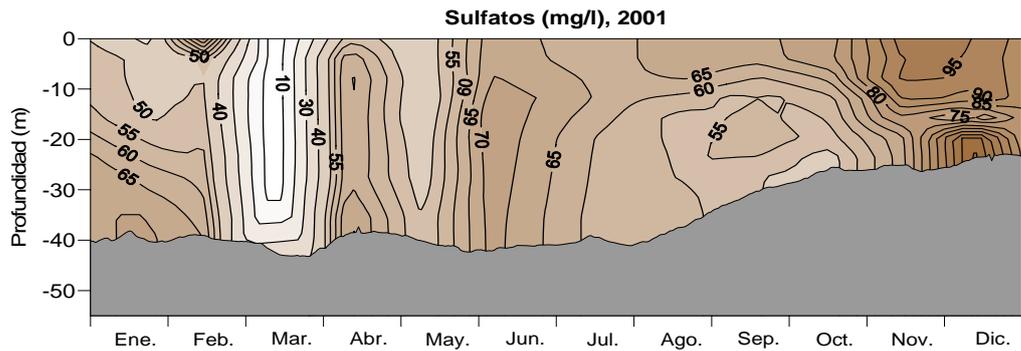
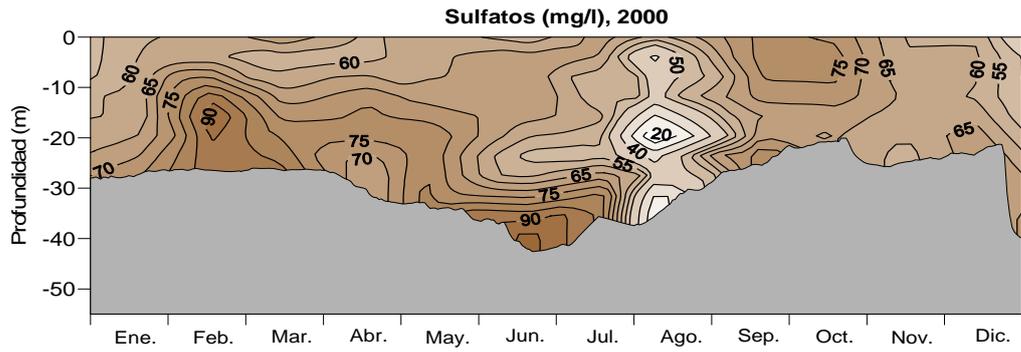
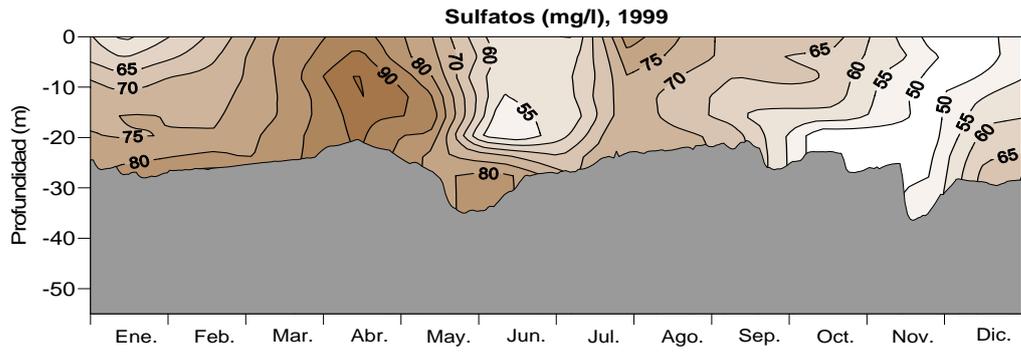


Fig. A-4. Ciclo anual de los cloruros en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



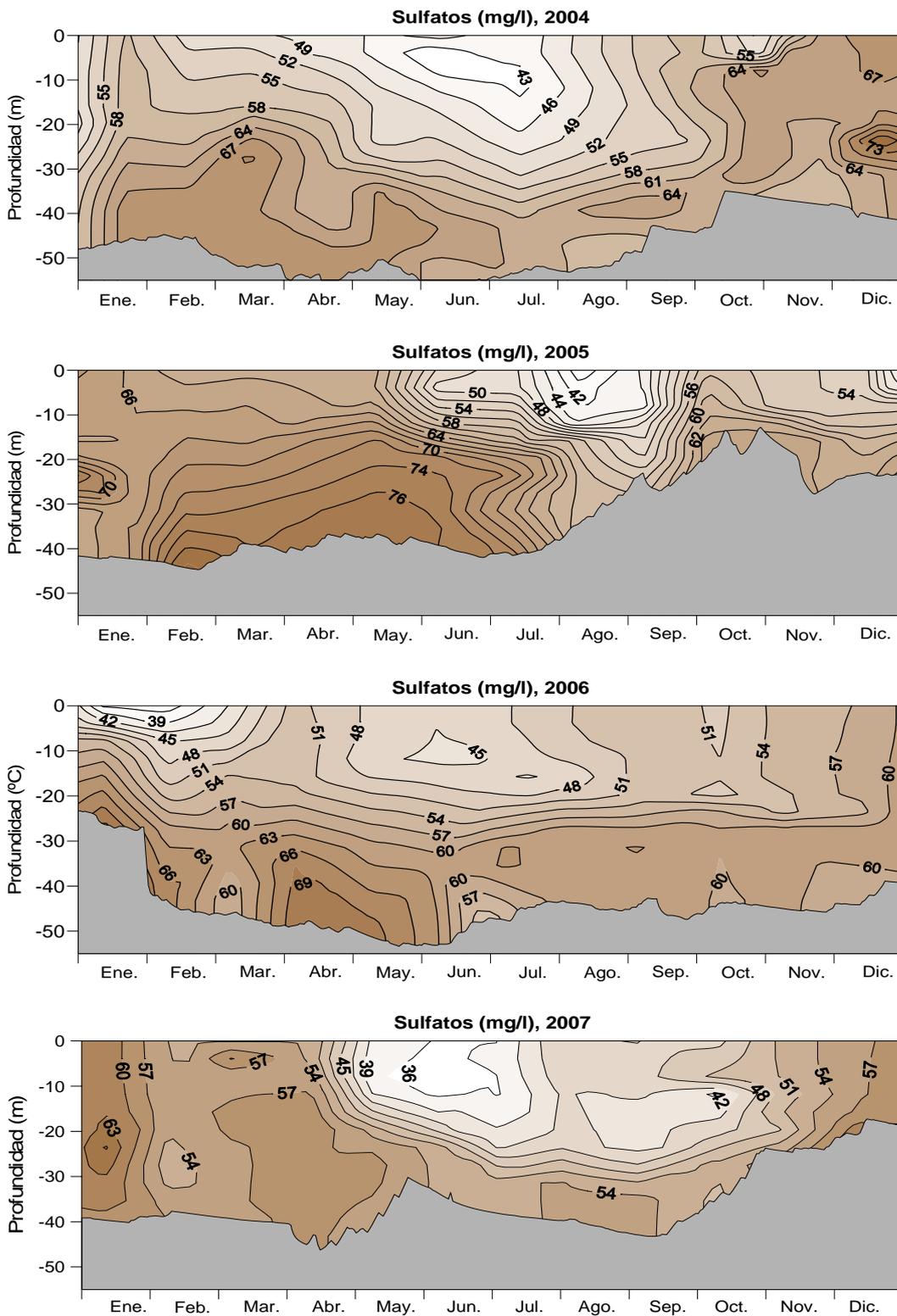
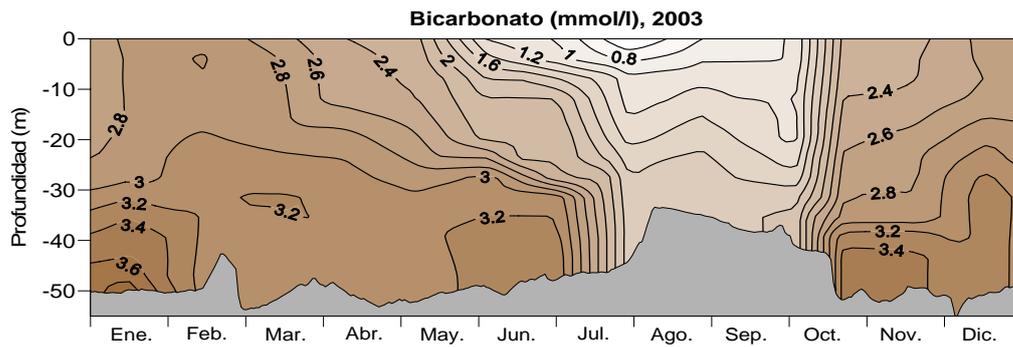
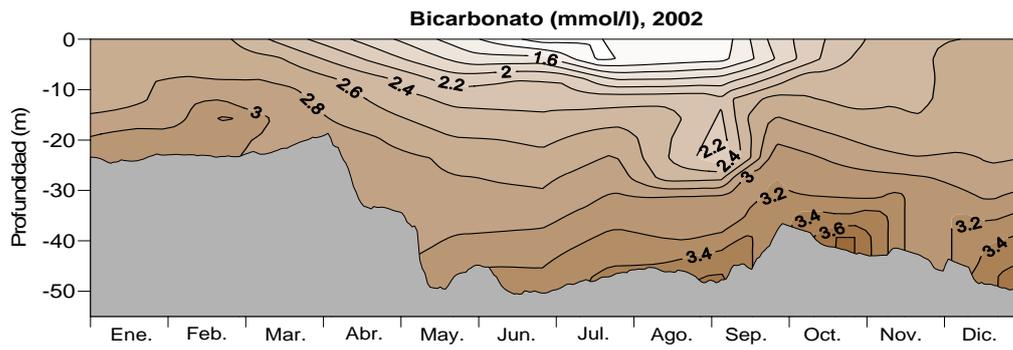
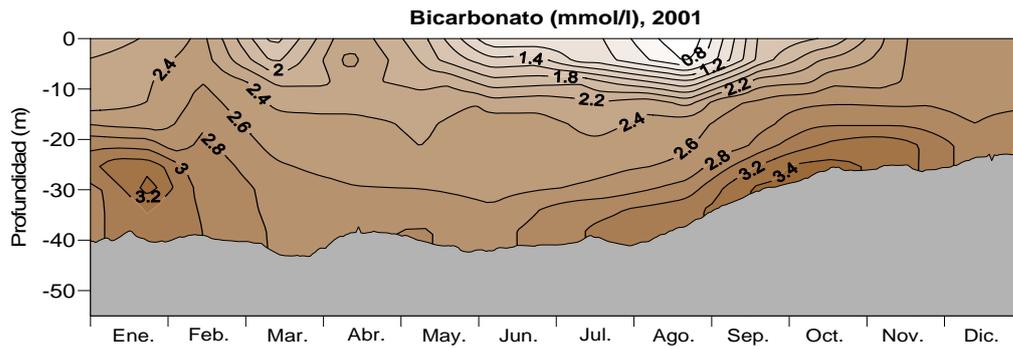
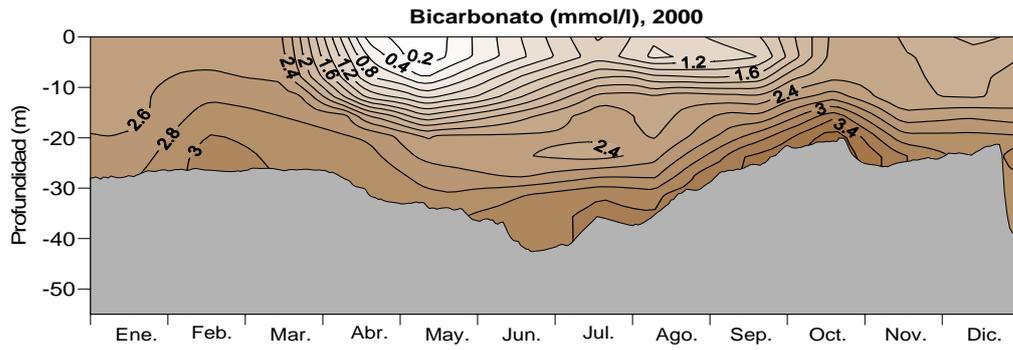
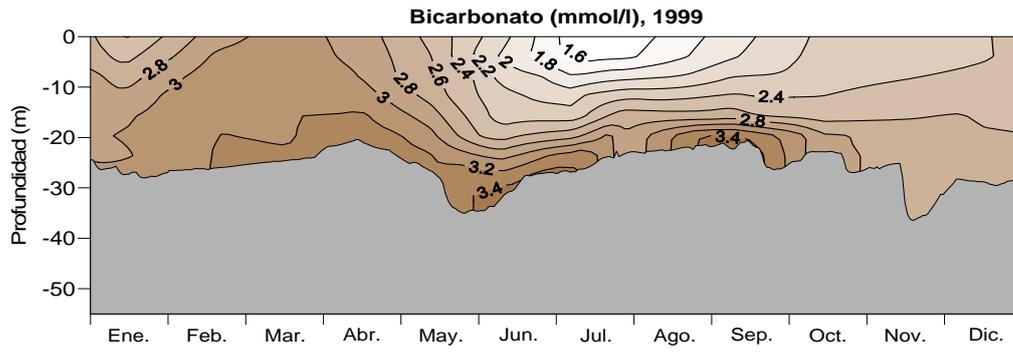


Fig. A-5. Ciclo anual de los sulfatos en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



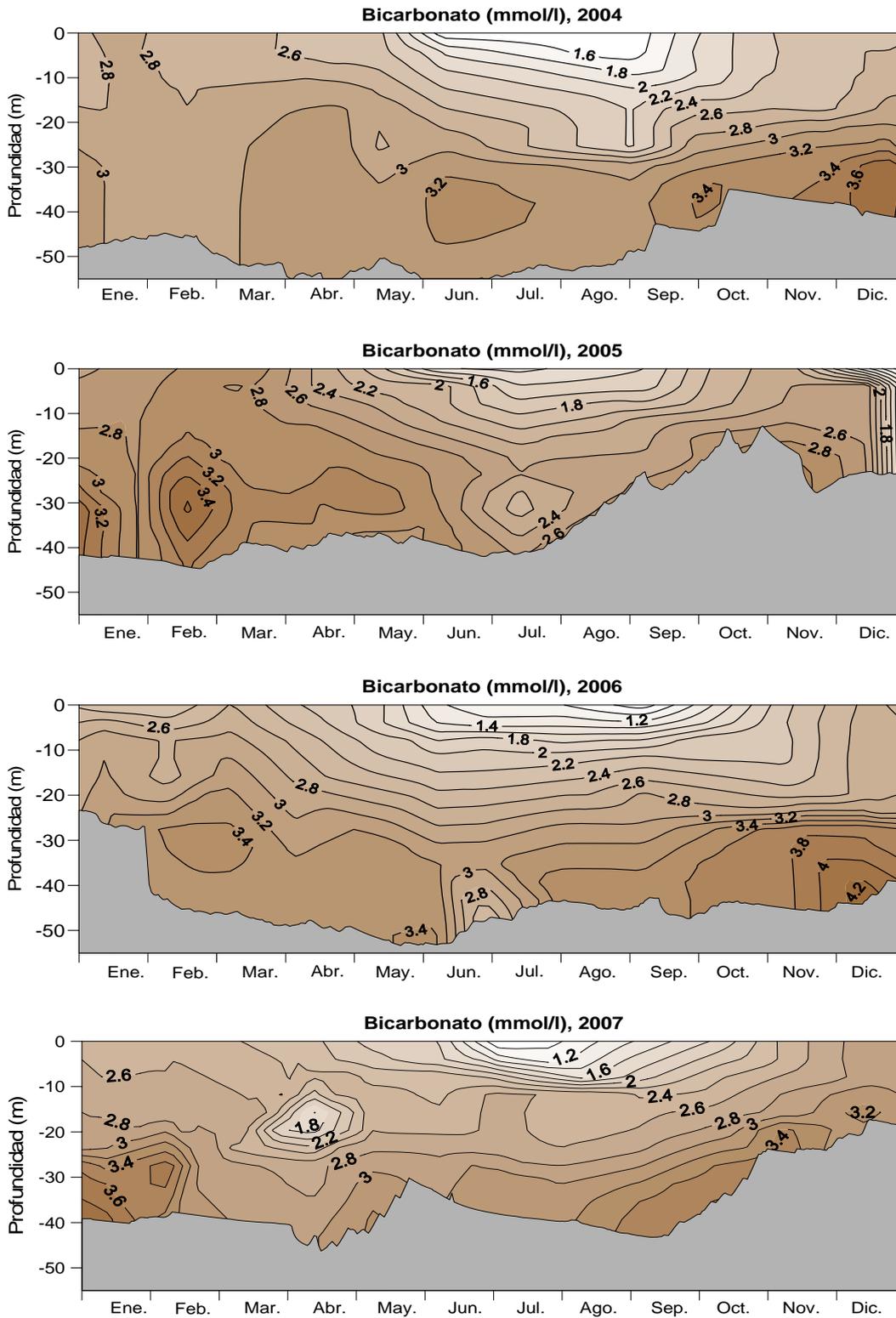
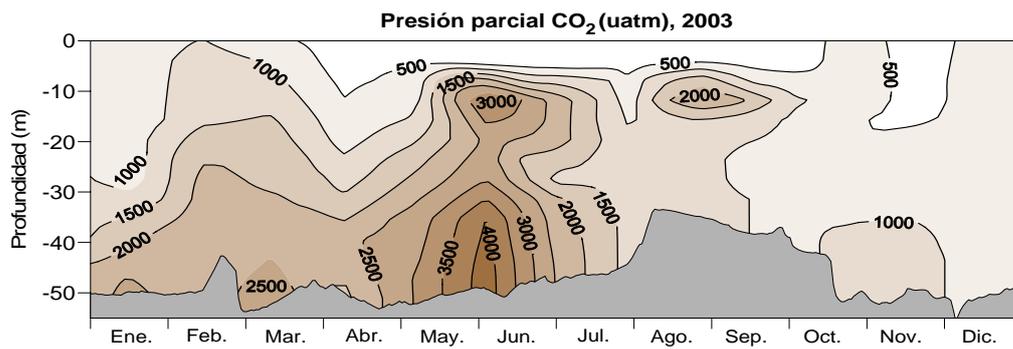
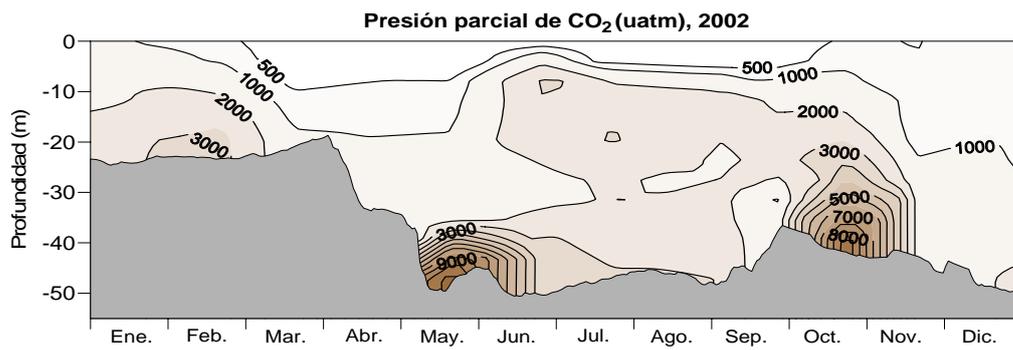
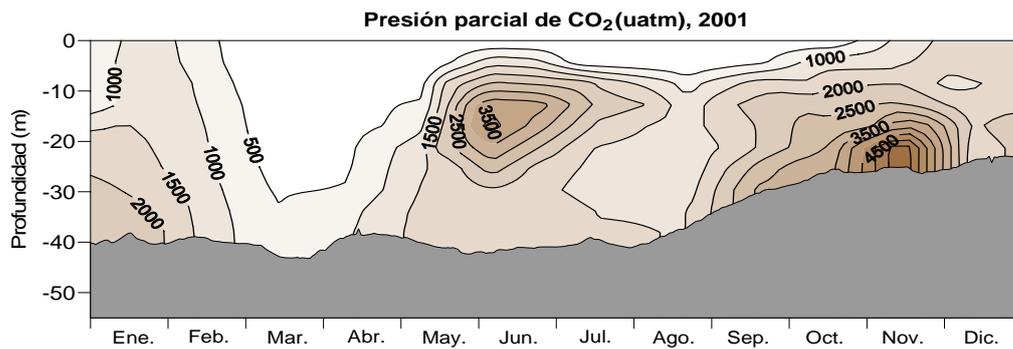
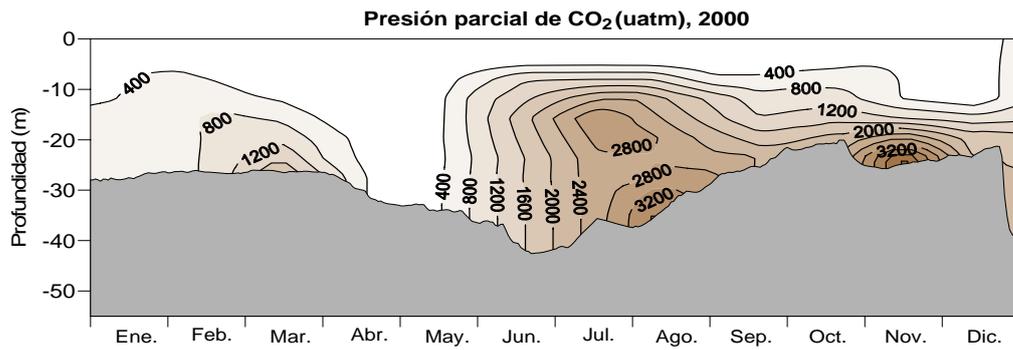
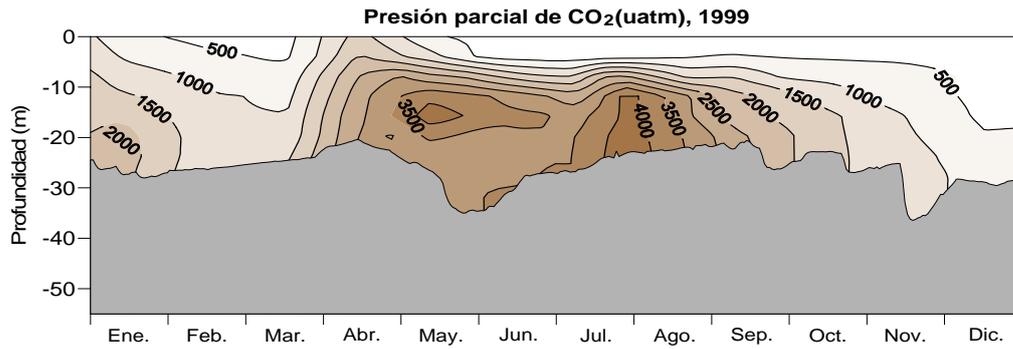


Fig. A-6. Ciclo anual de la concentración de bicarbonato en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



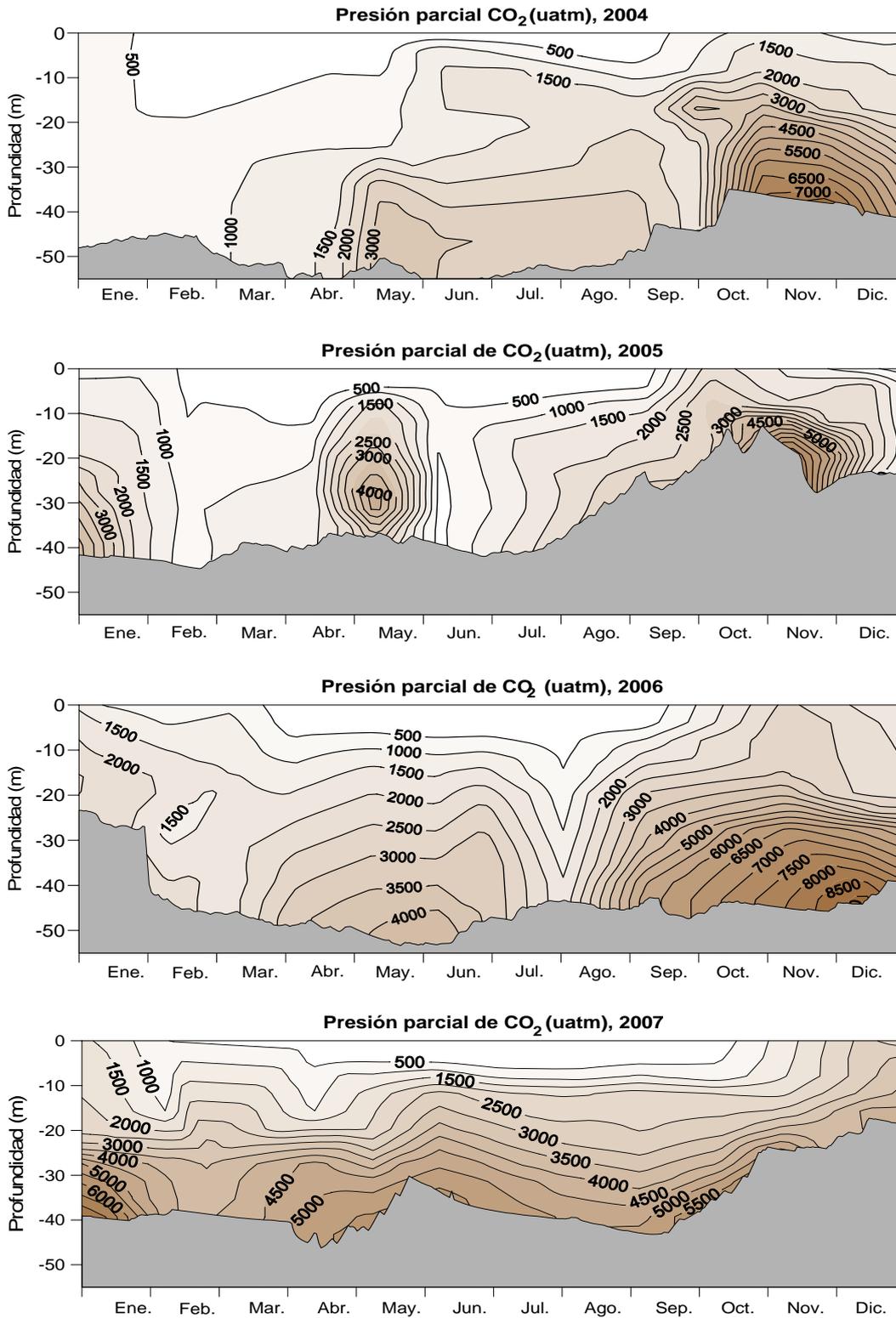
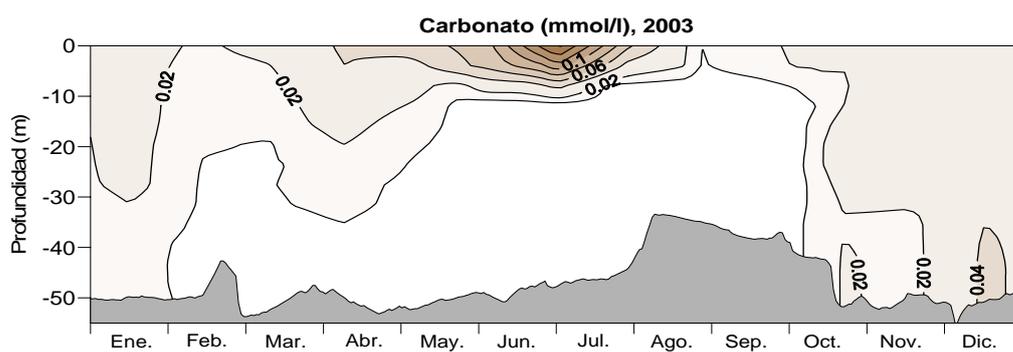
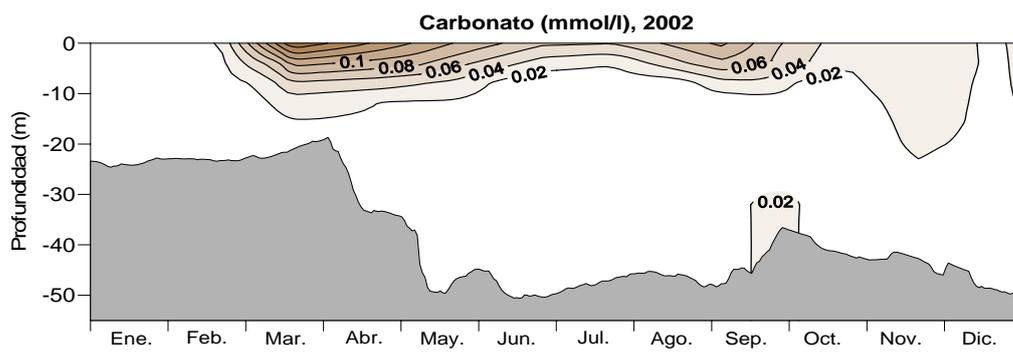
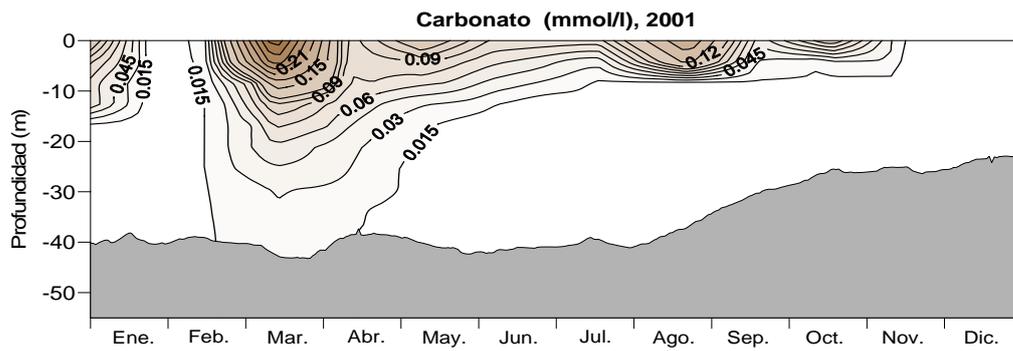
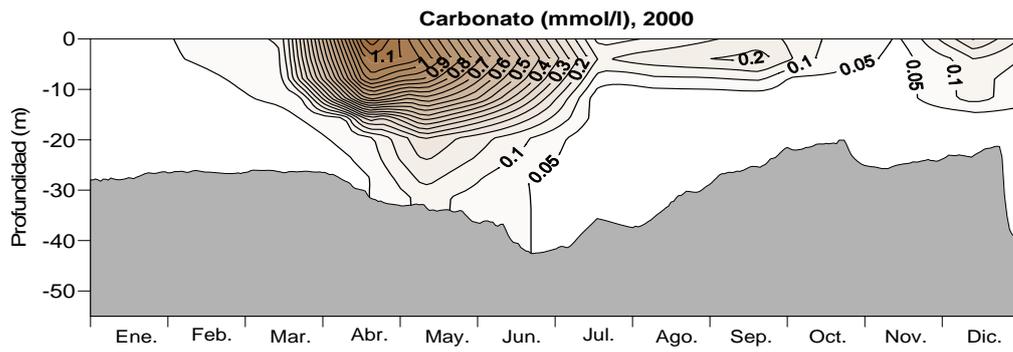
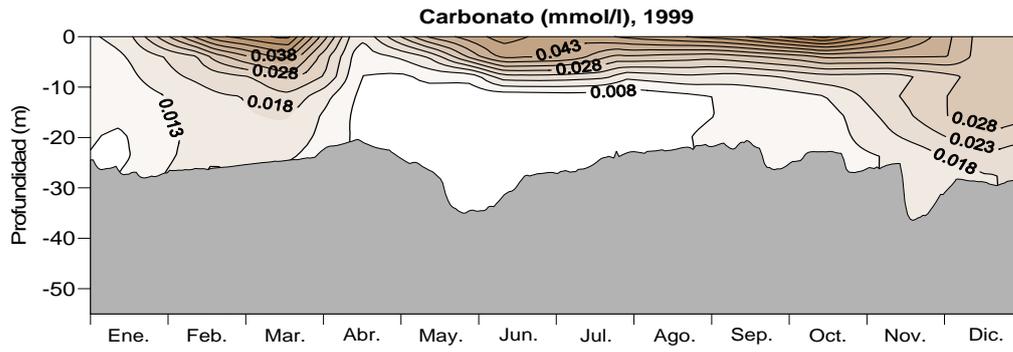


Fig. A-7. Ciclo anual de la presión parcial del CO<sub>2</sub> en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



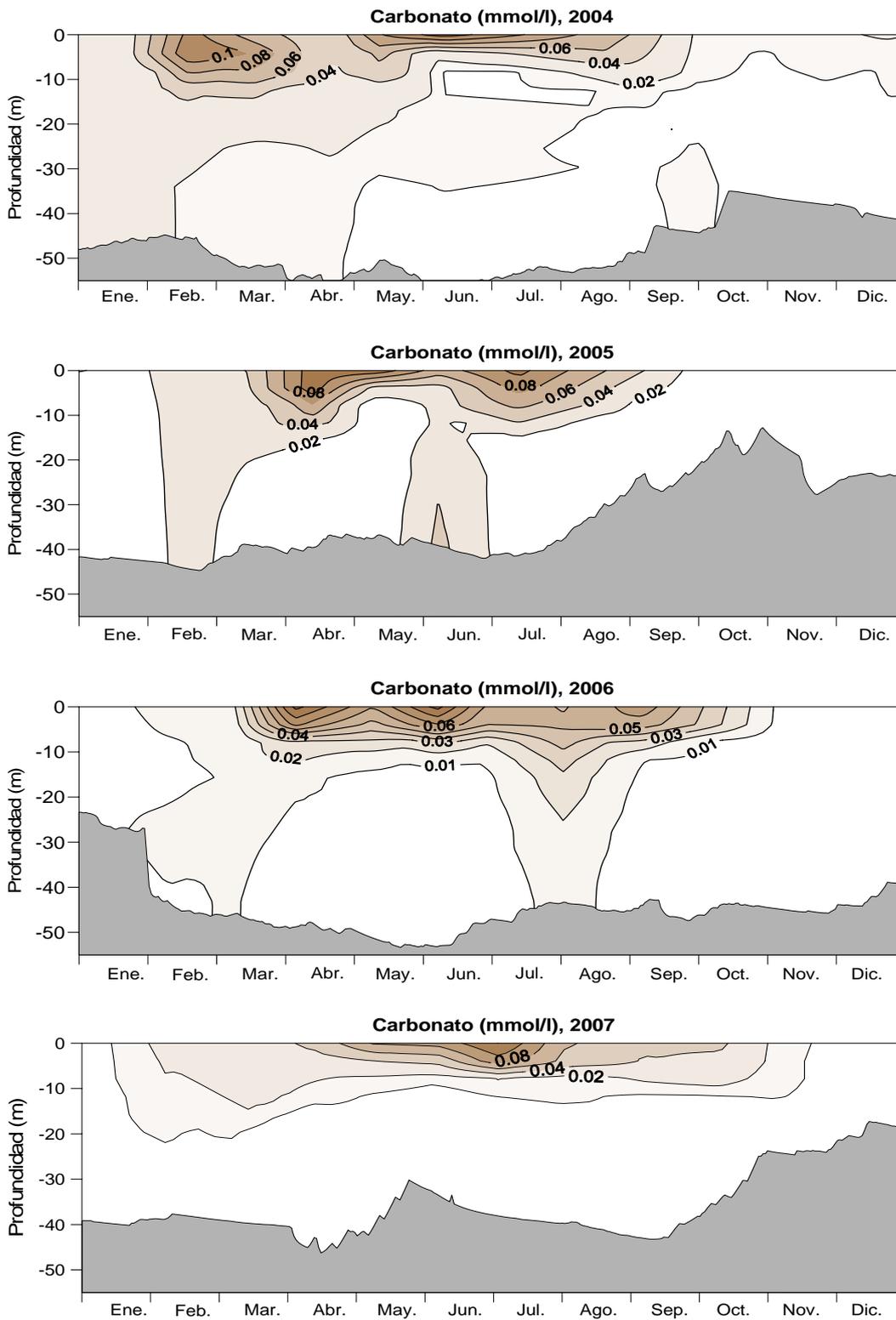
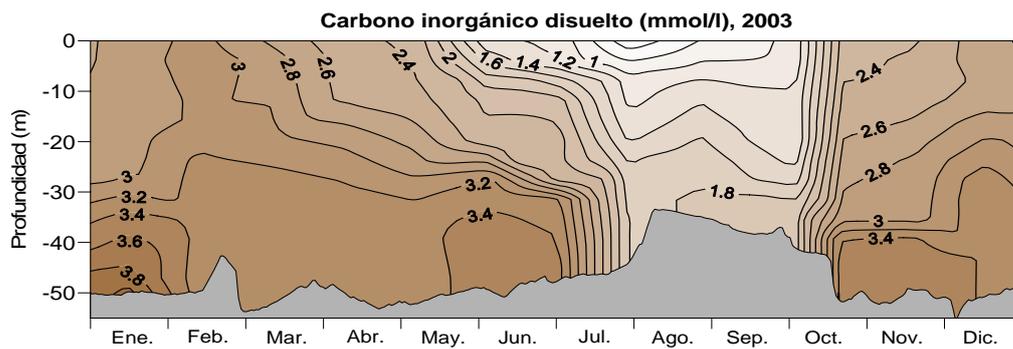
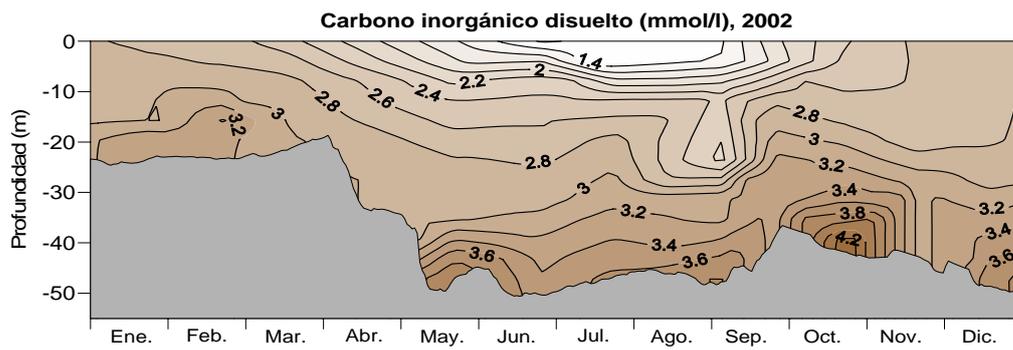
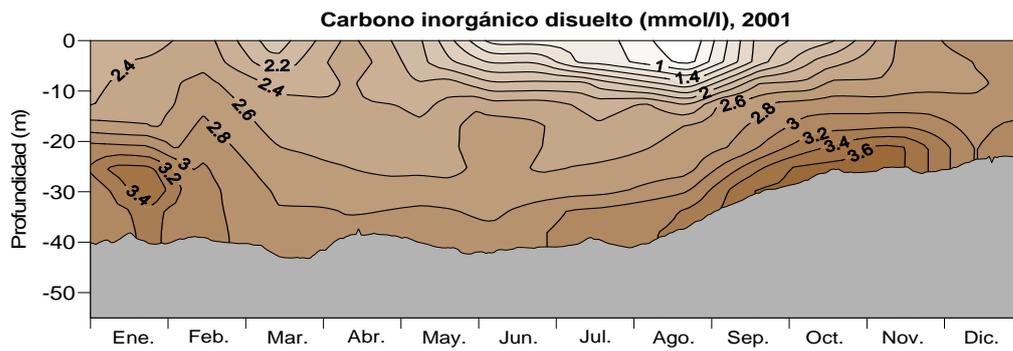
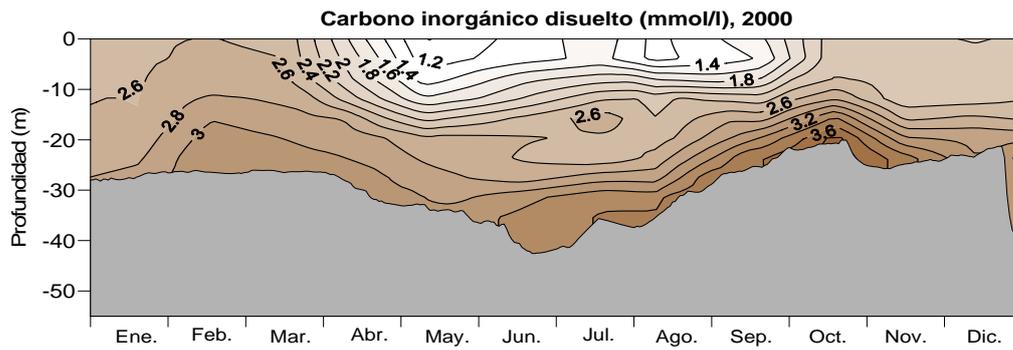
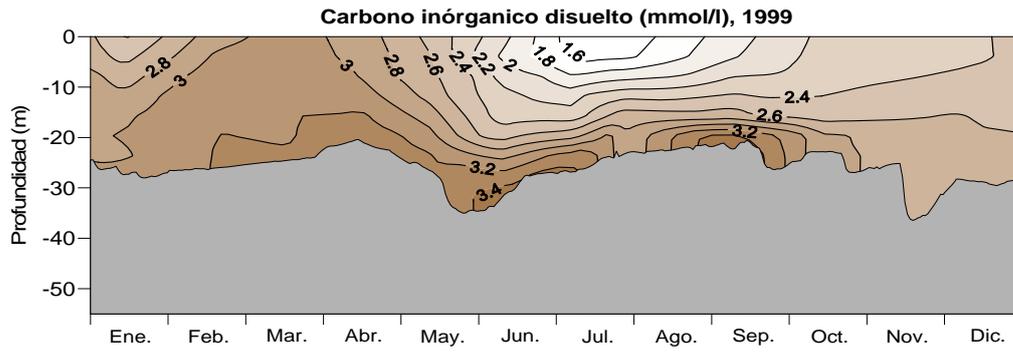


Fig. A-8. Ciclo anual de los carbonatos en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



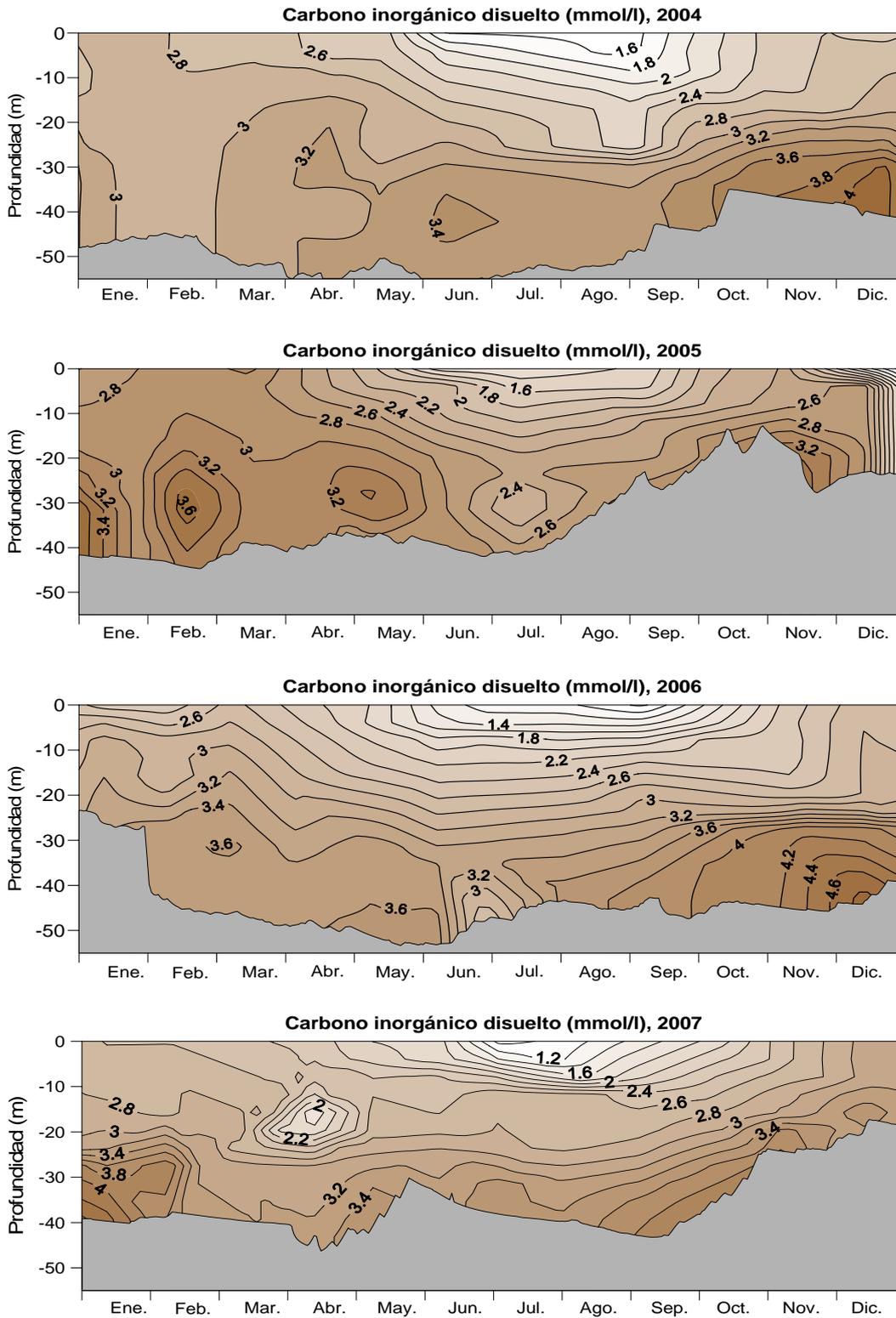
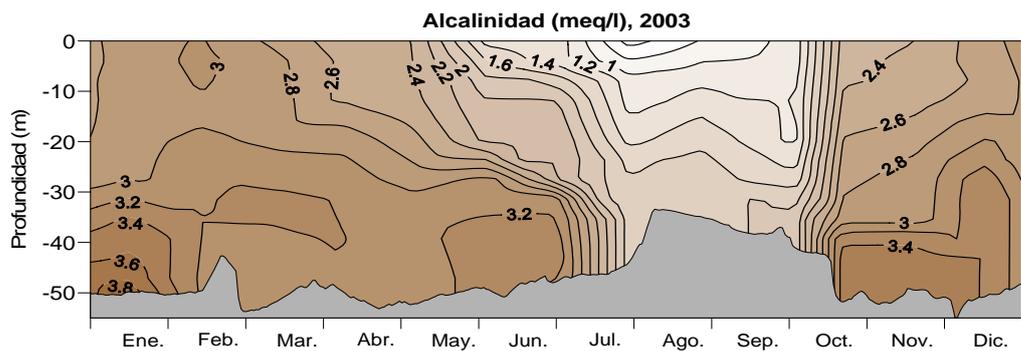
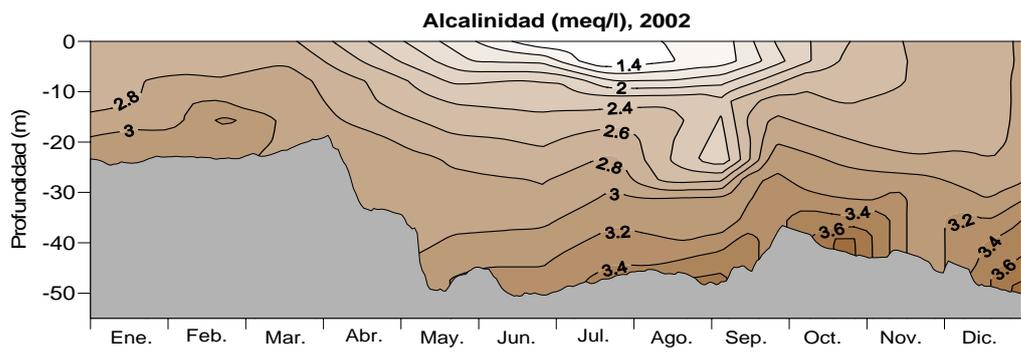
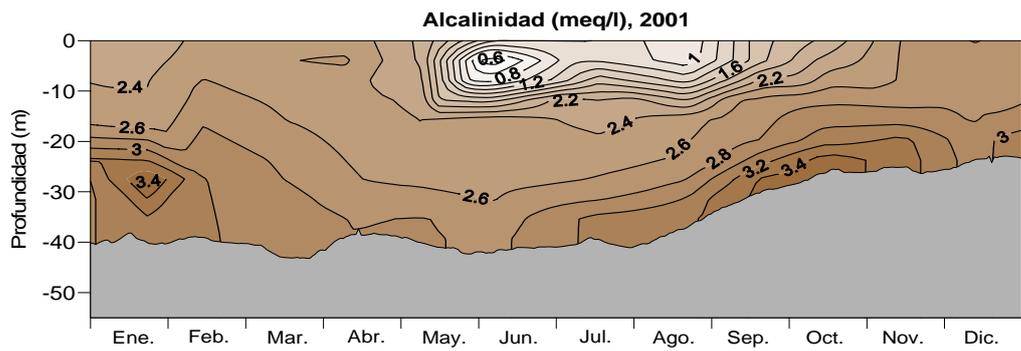
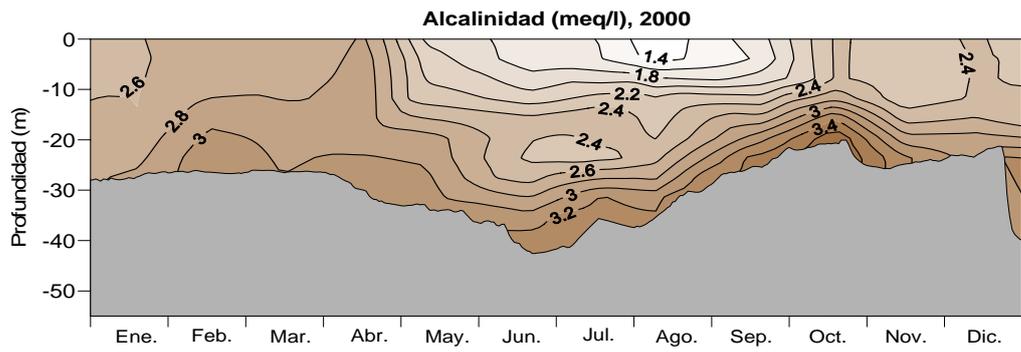
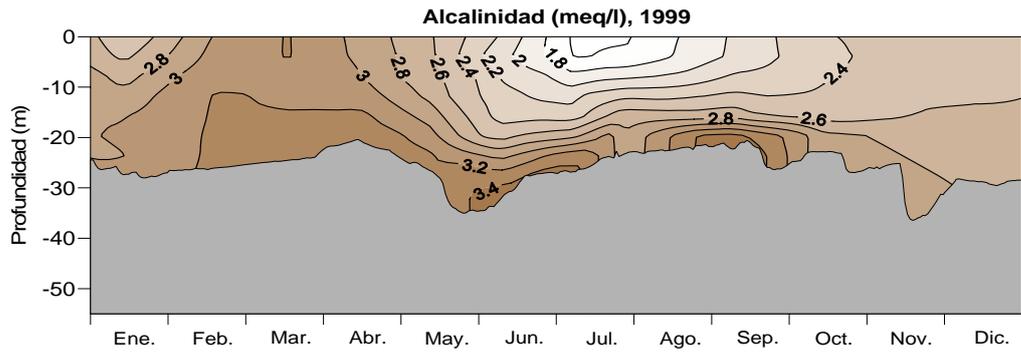


Fig. A-9. Ciclo anual del carbono inorgánico disuelto en el embalse de Sau. Período 1999-2007



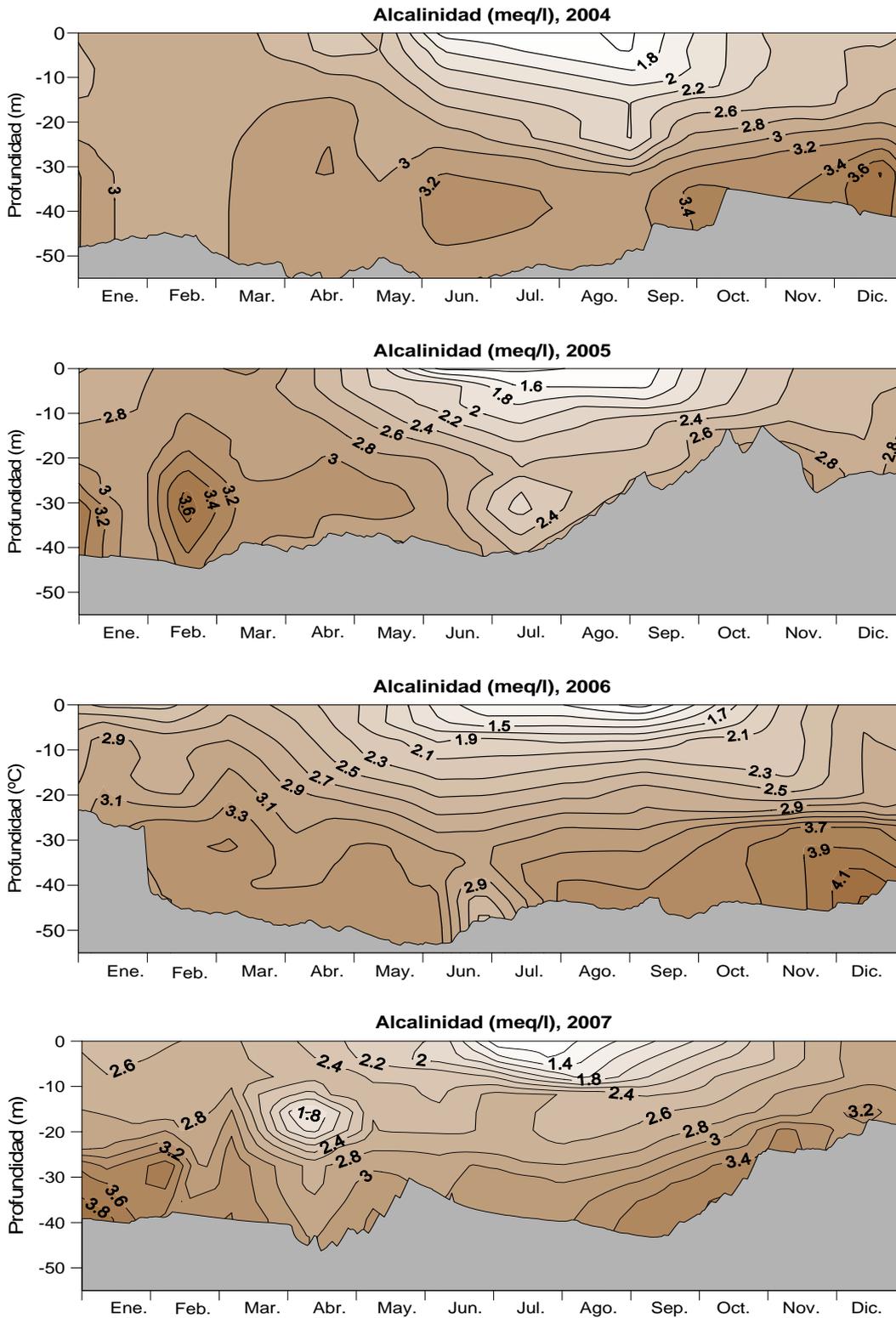
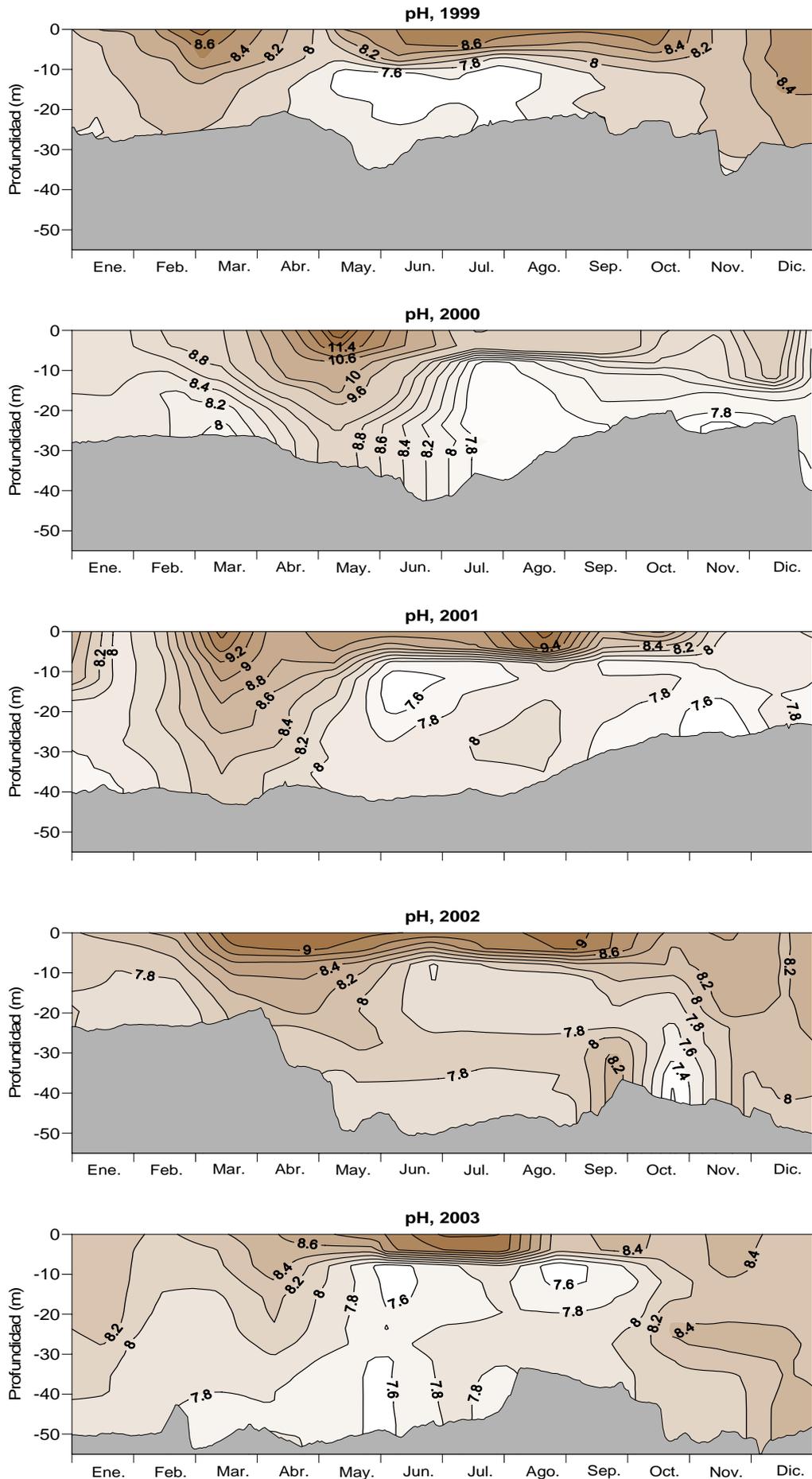


Fig. A-10. Ciclo anual de la alcalinidad en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



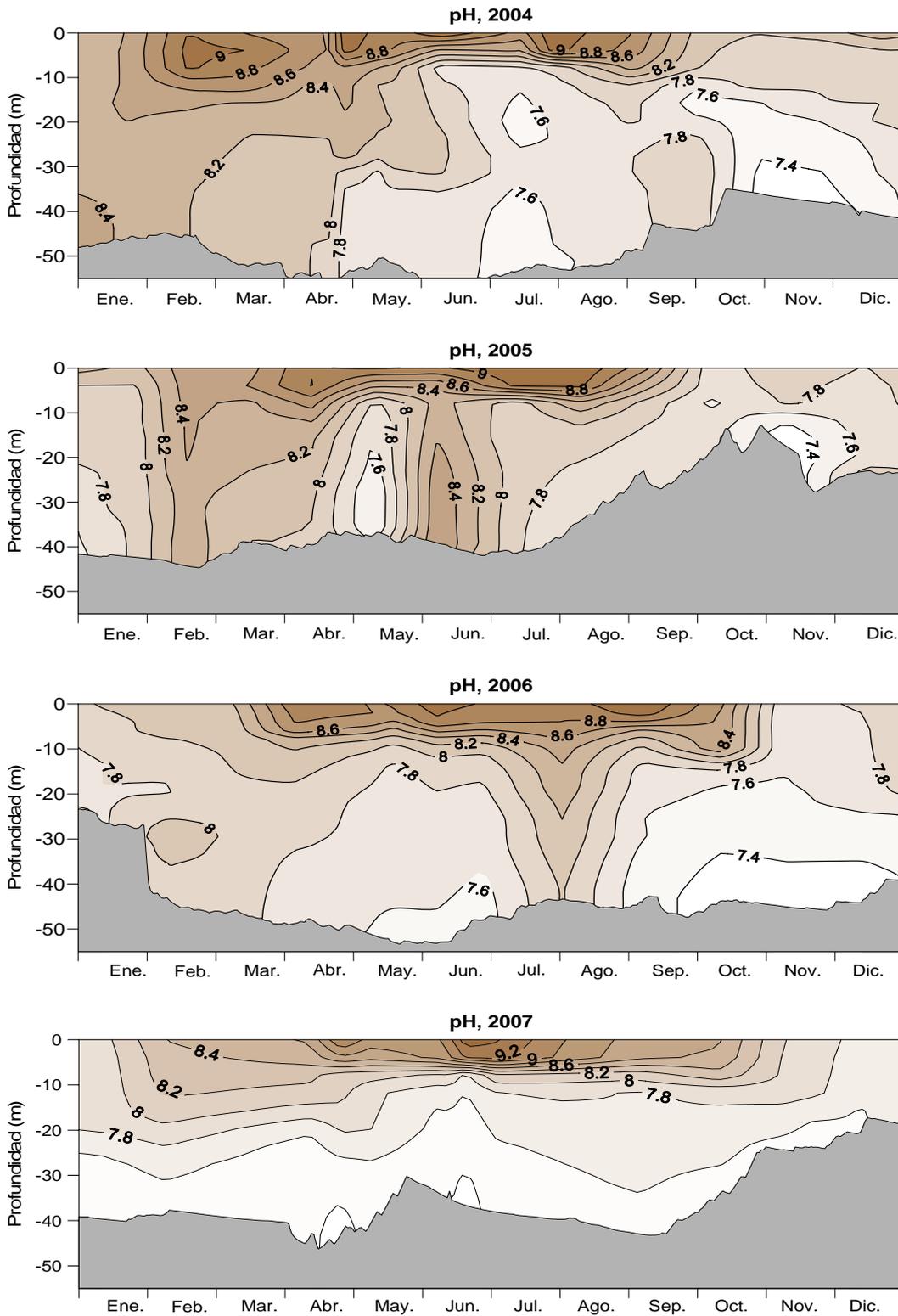
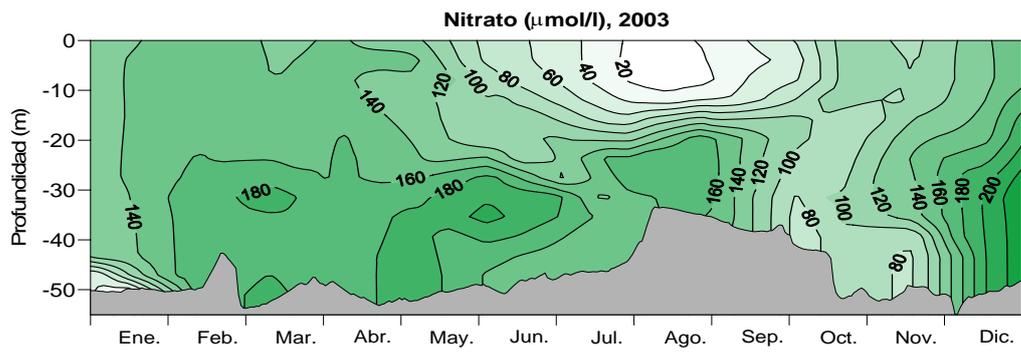
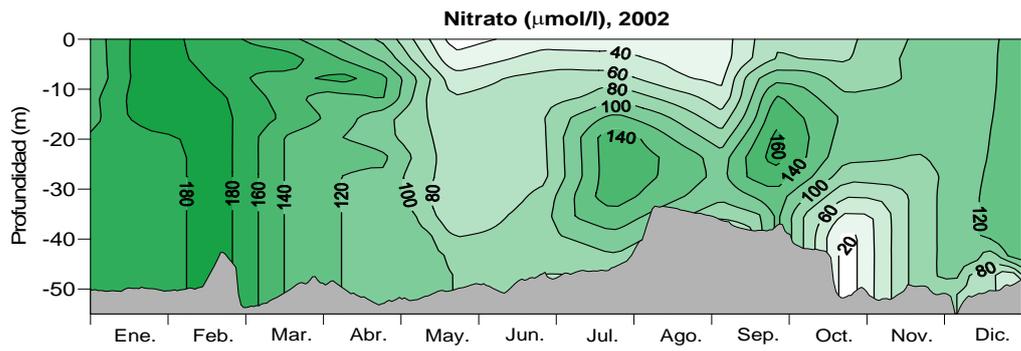
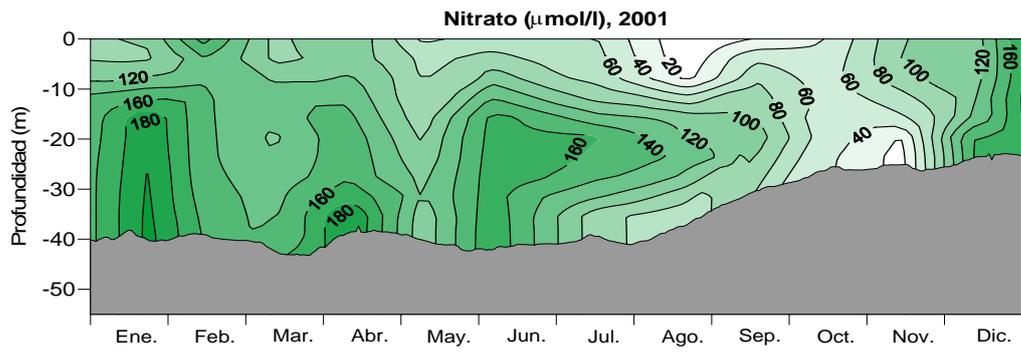
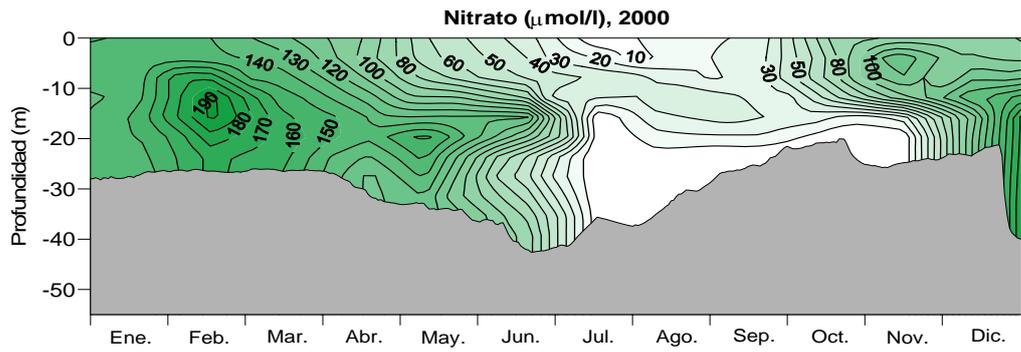
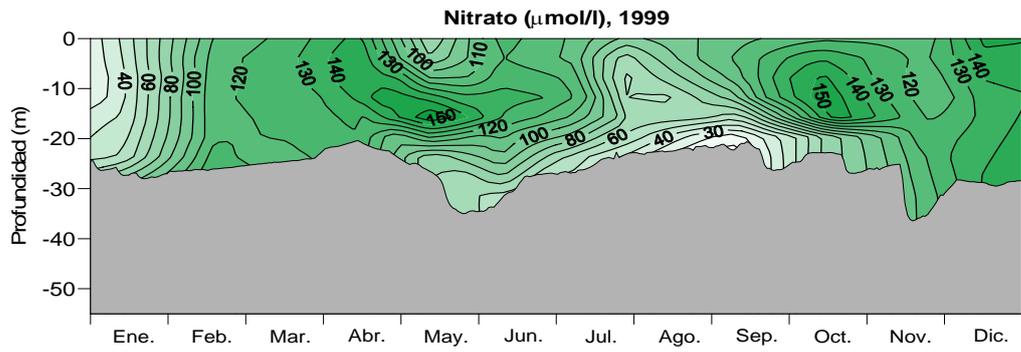


Fig. A-11. Ciclo anual del pH en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



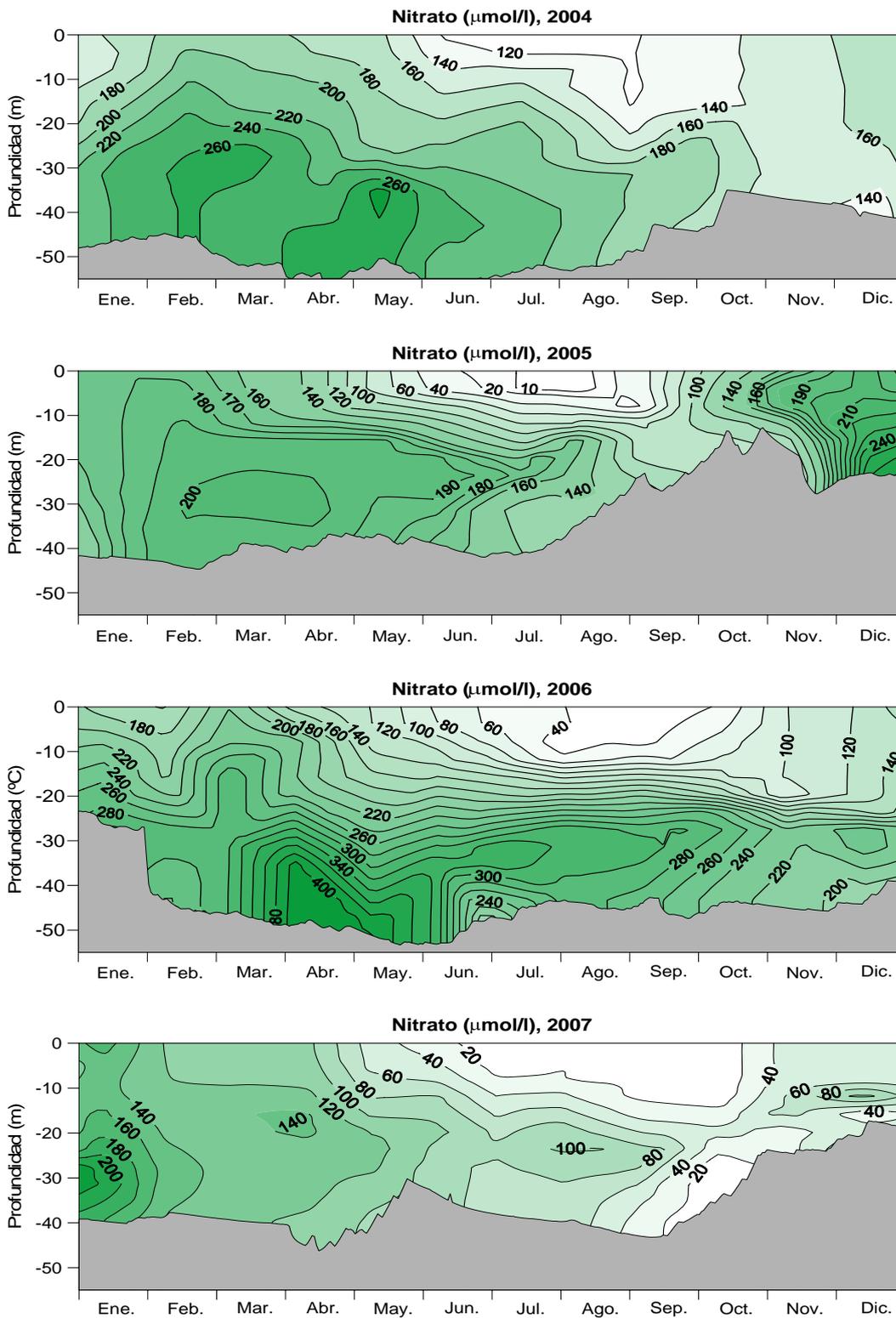
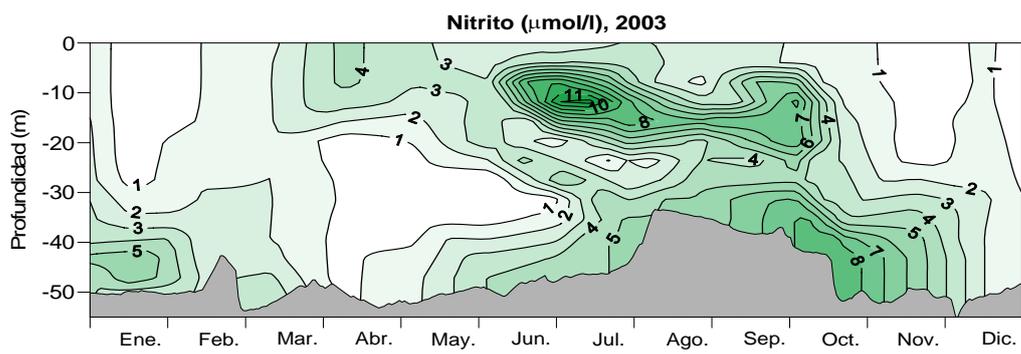
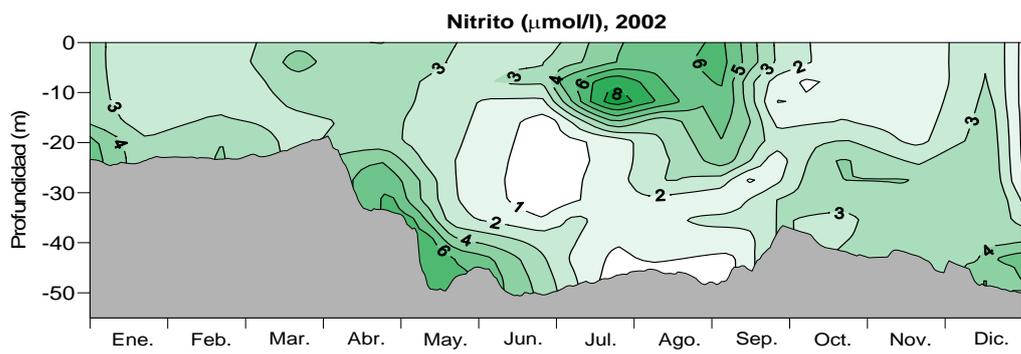
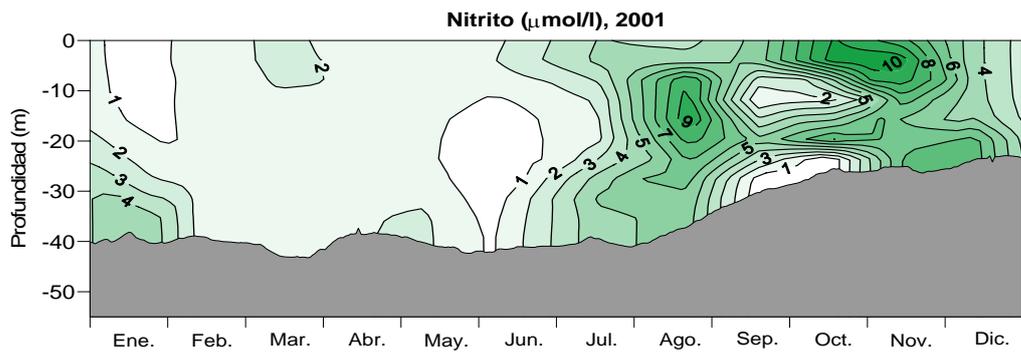
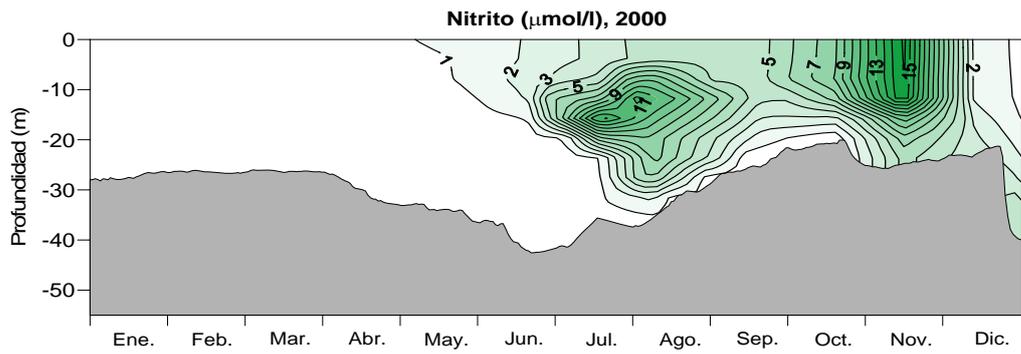
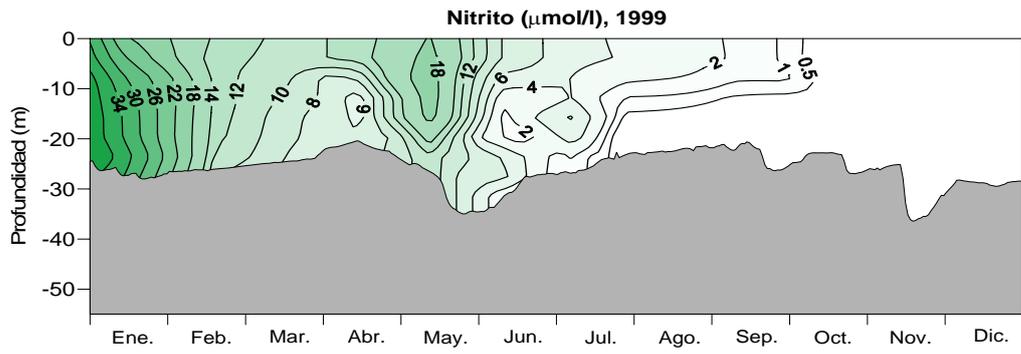


Fig. A-12. Ciclo anual del nitrato en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



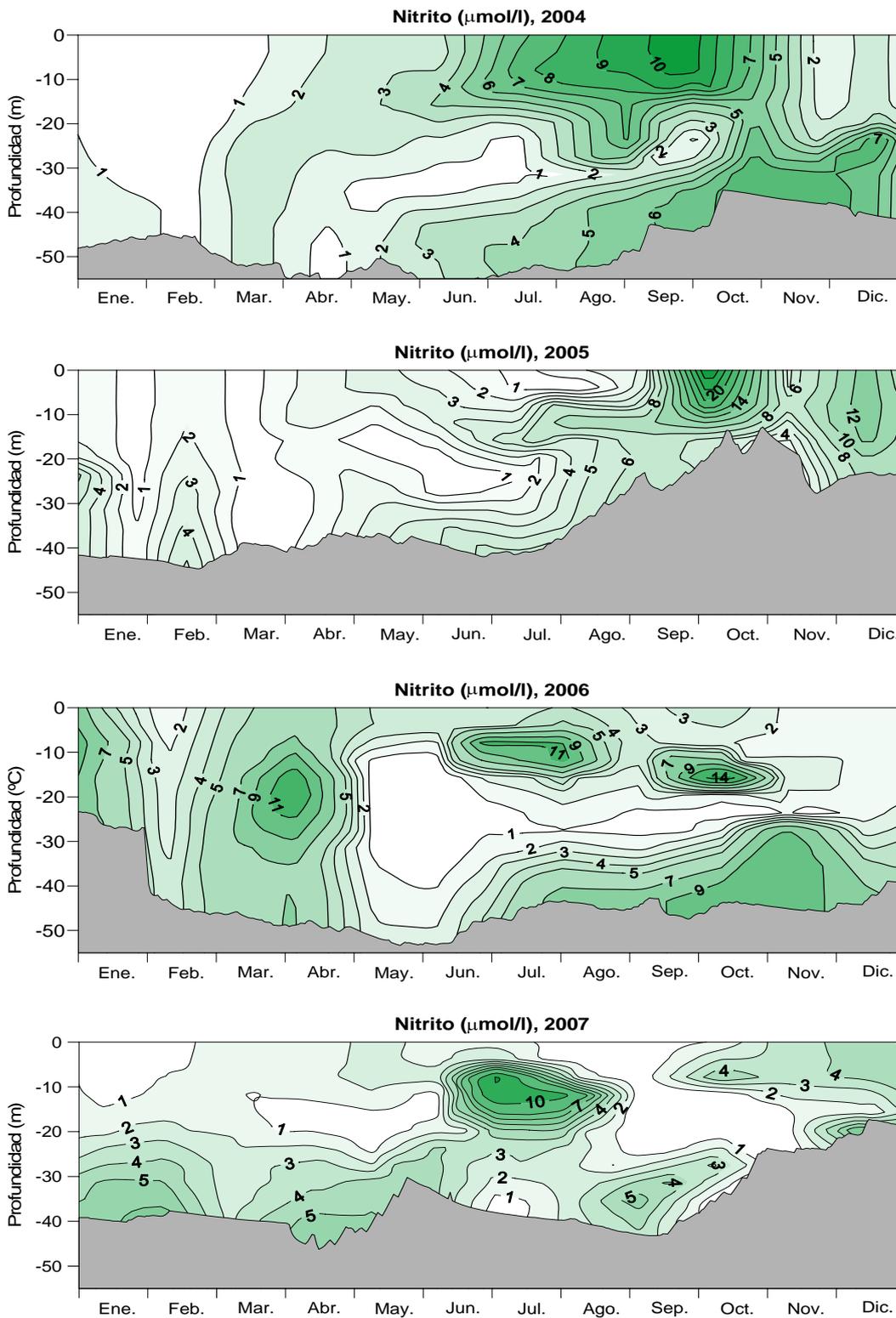
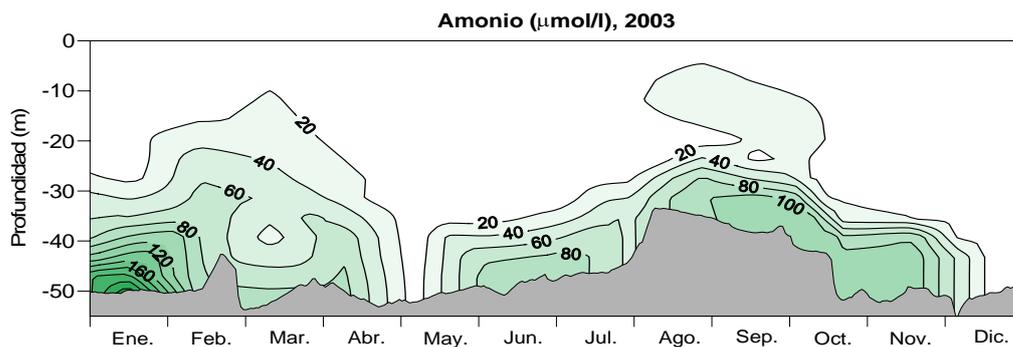
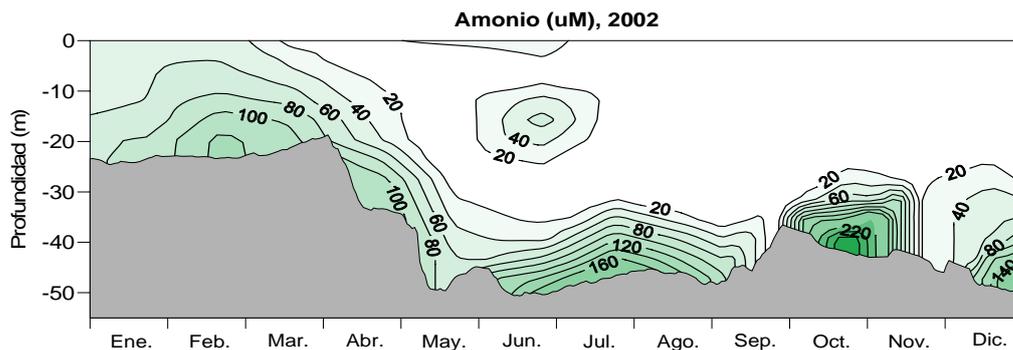
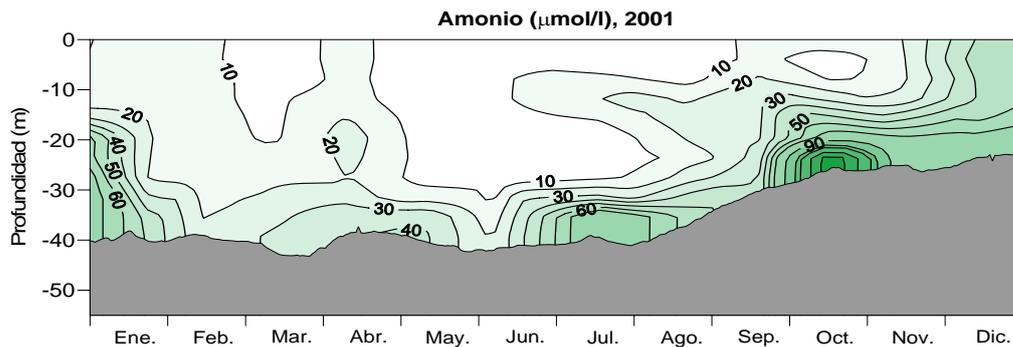
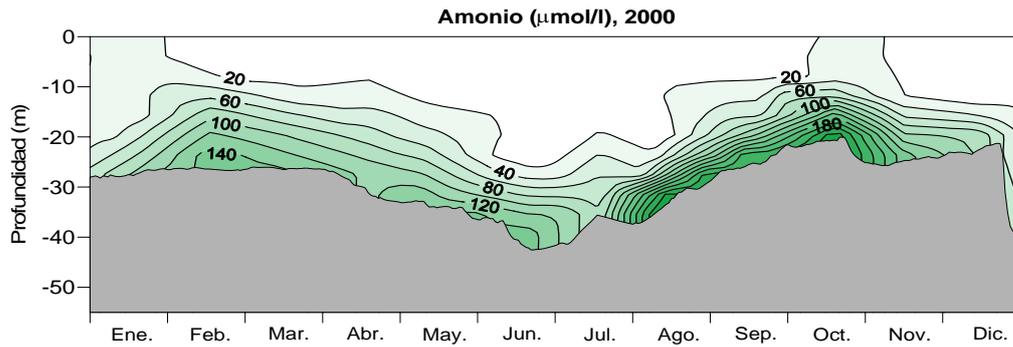
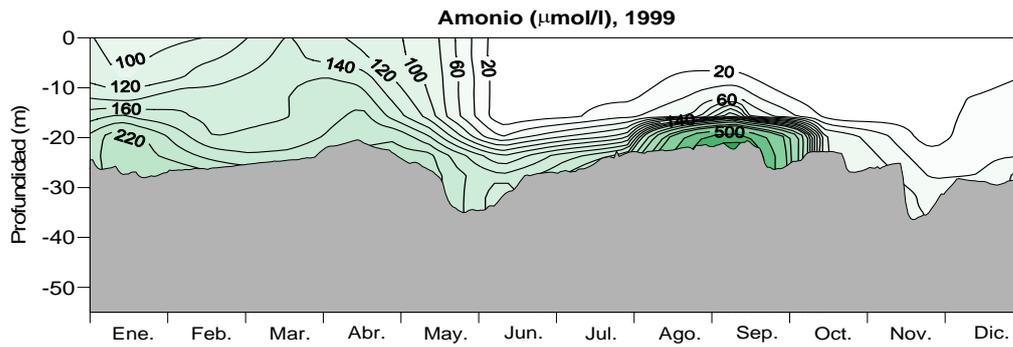


Fig. A-13. Ciclo anual del nitrito en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



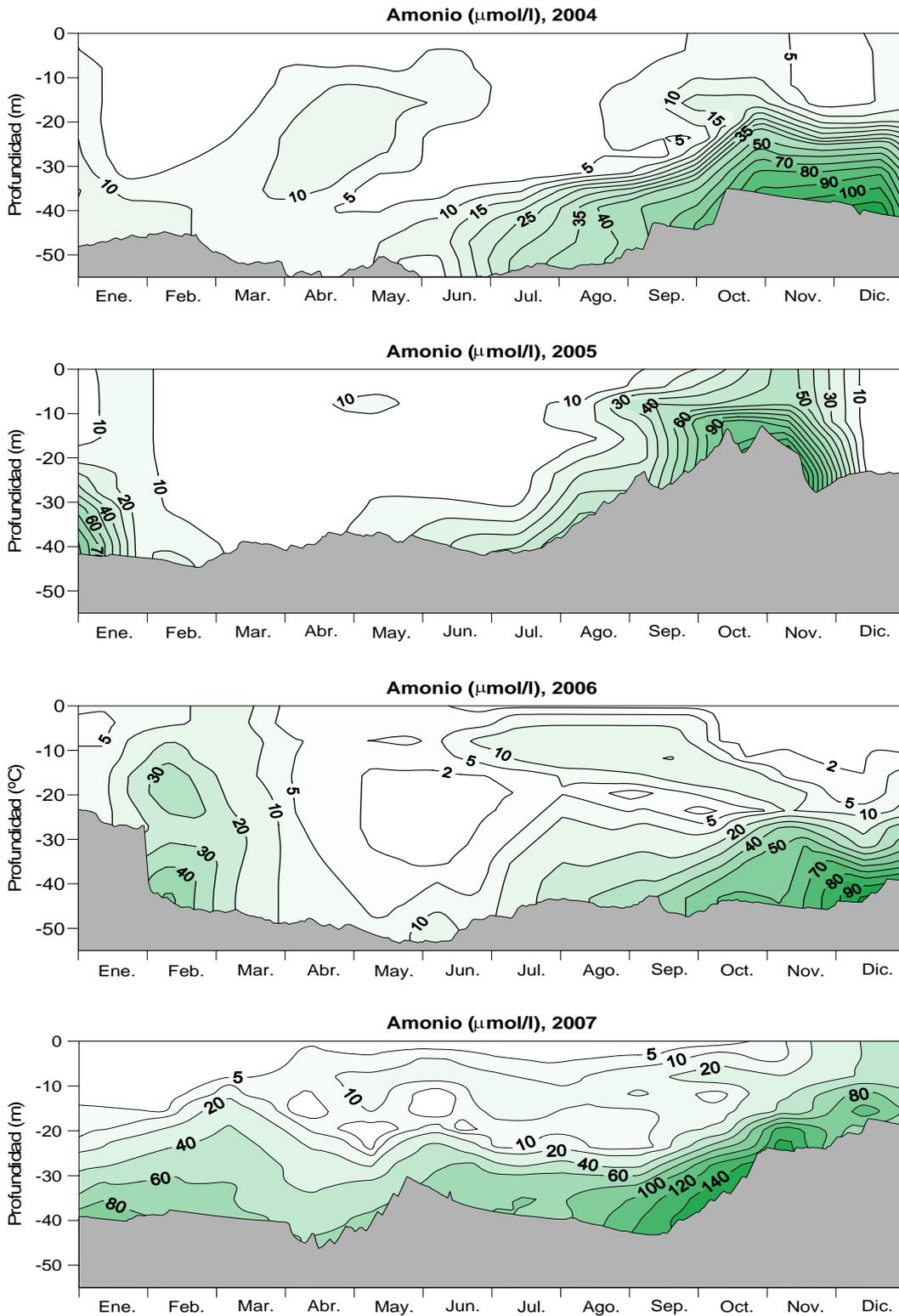
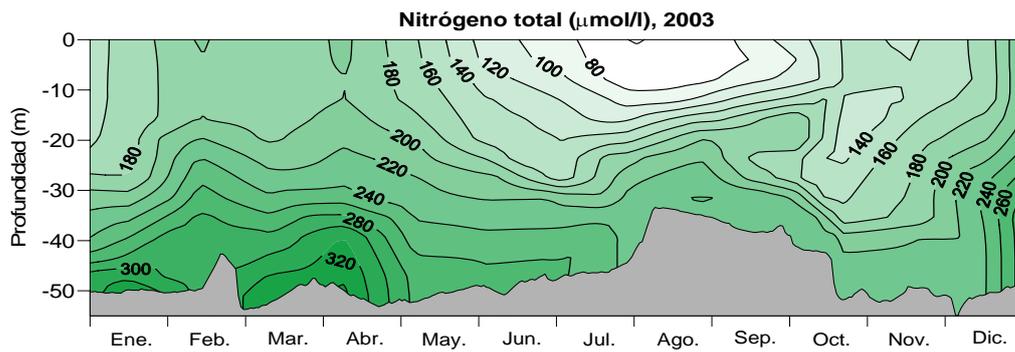
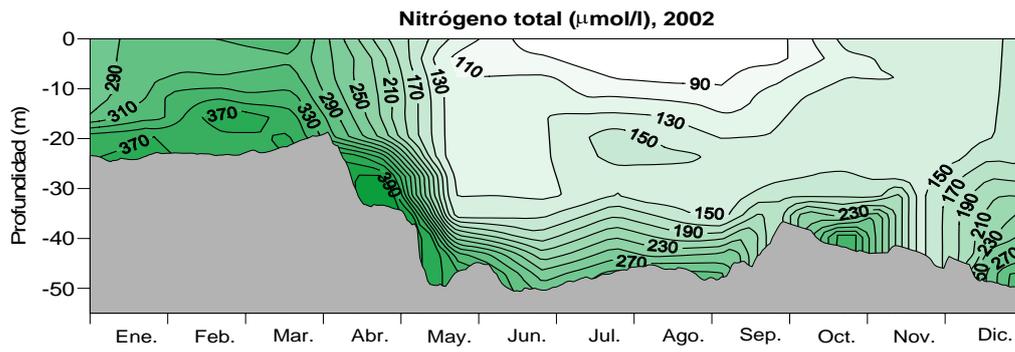
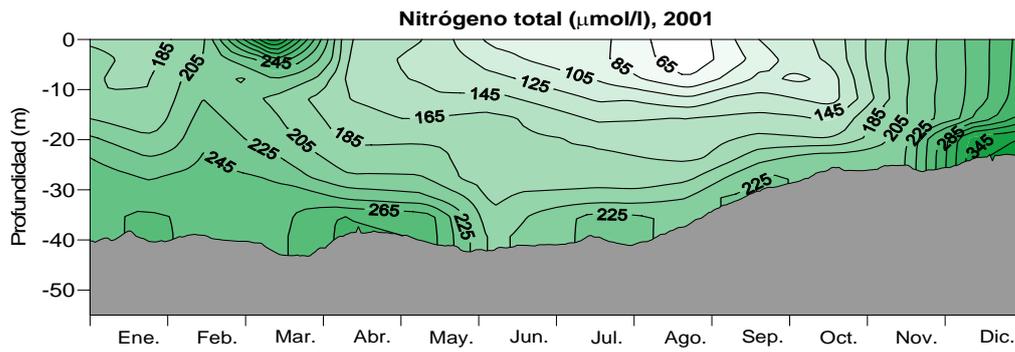
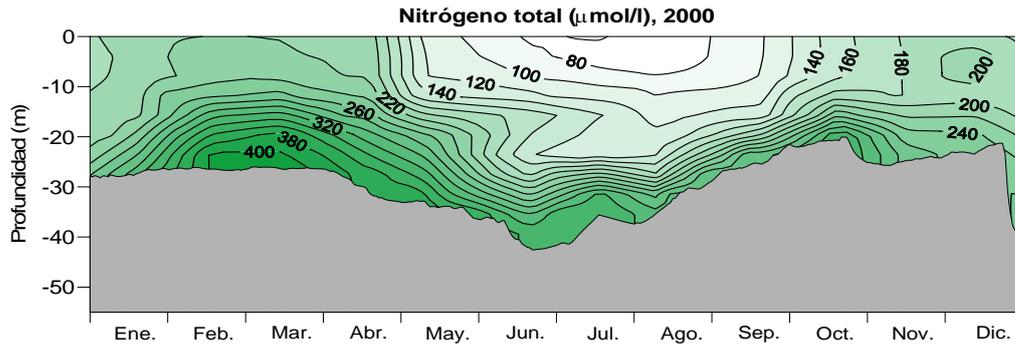
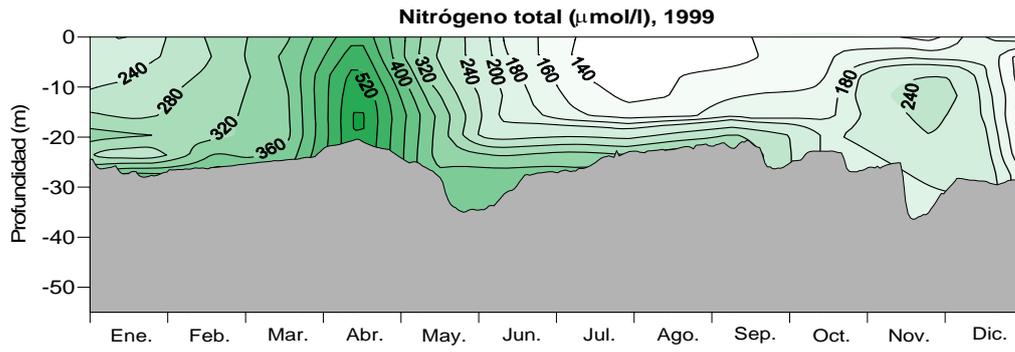


Fig. A-14. Ciclo anual del amonio en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



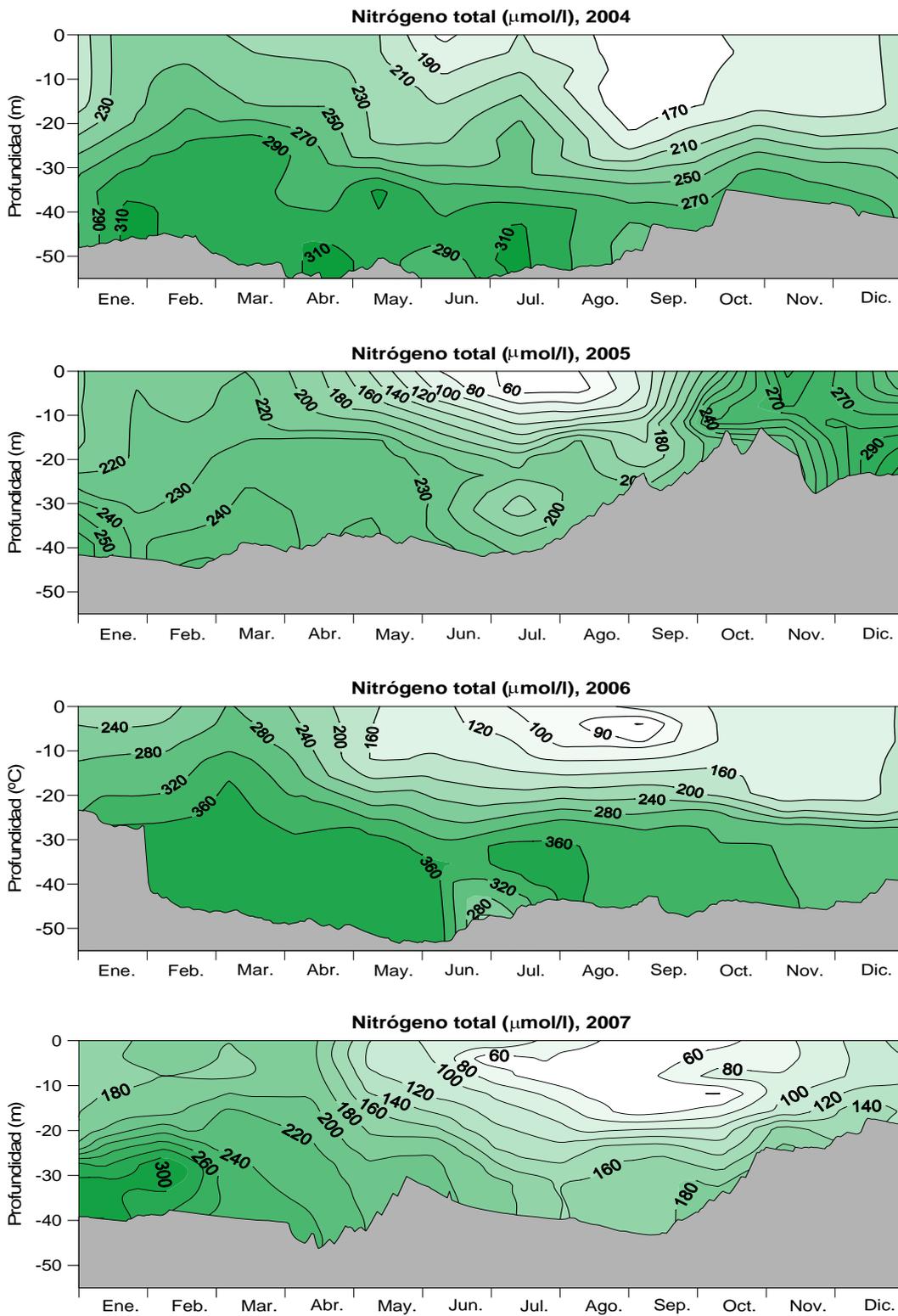
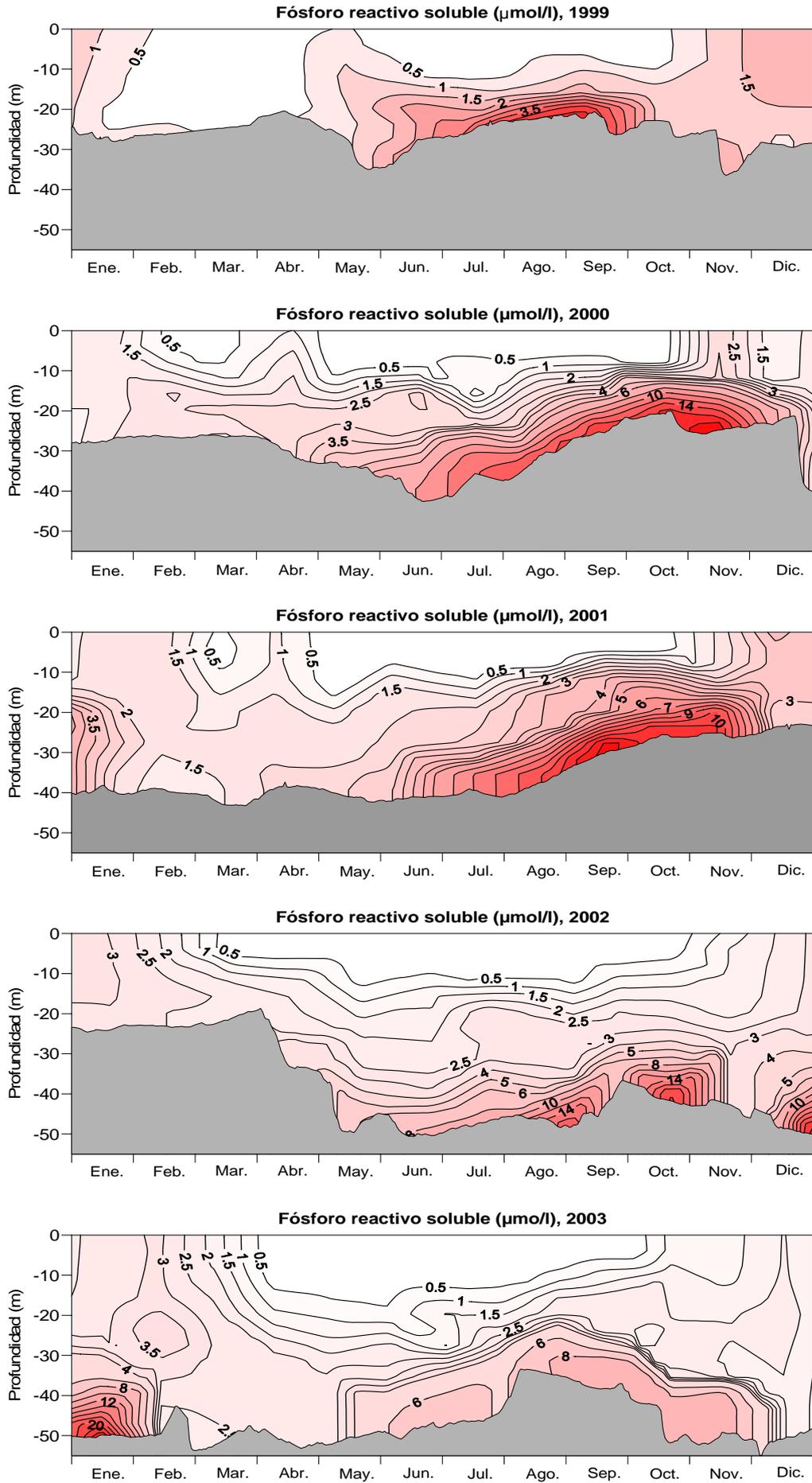


Fig. A-15. Ciclo anual del nitrógeno total en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



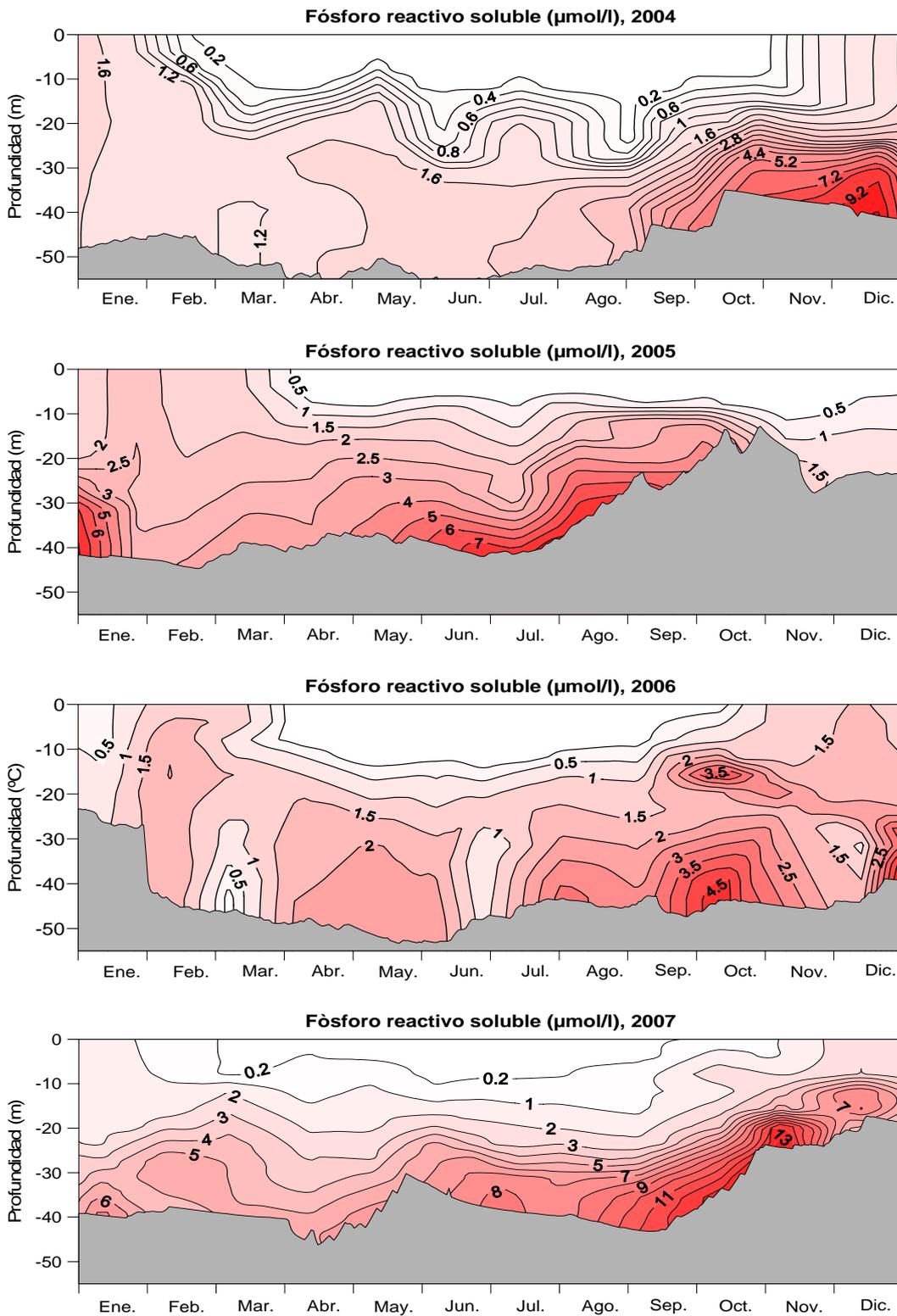
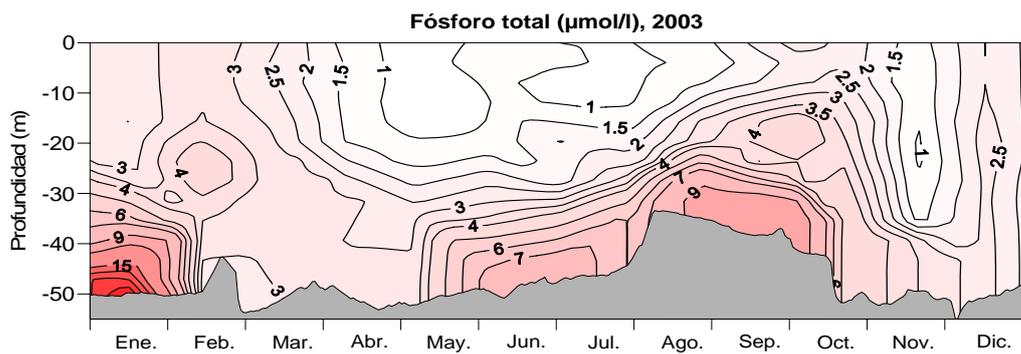
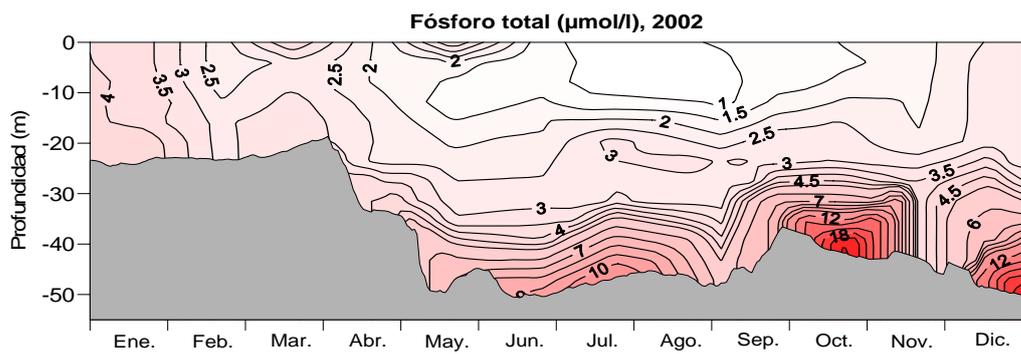
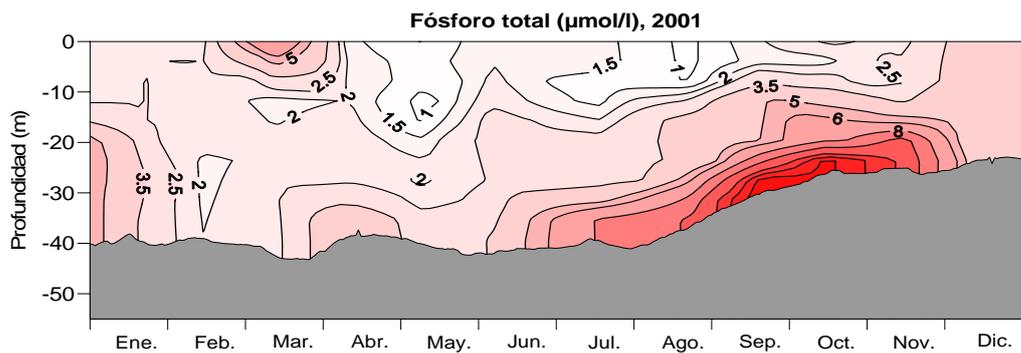
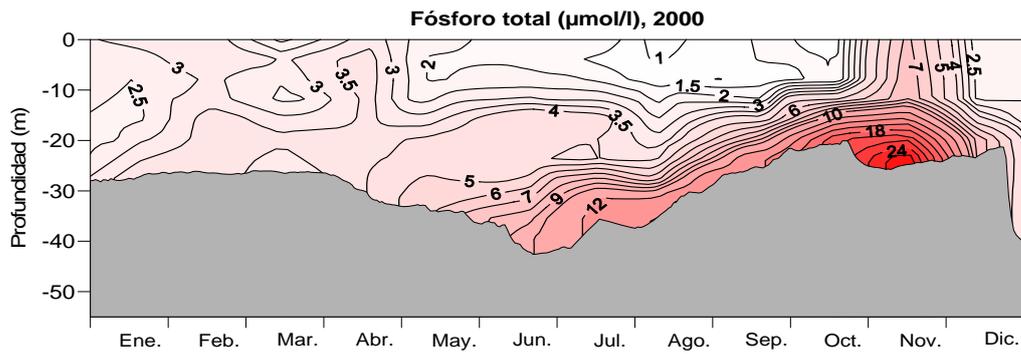
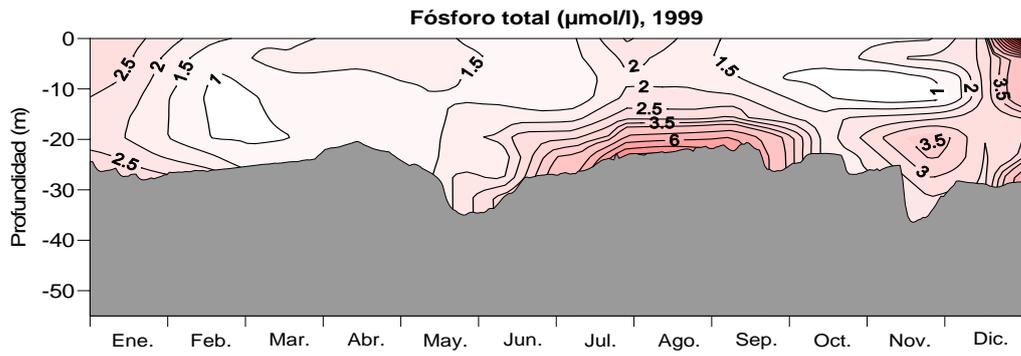


Fig. A-16. Ciclo anual del fósforo reactivo soluble en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



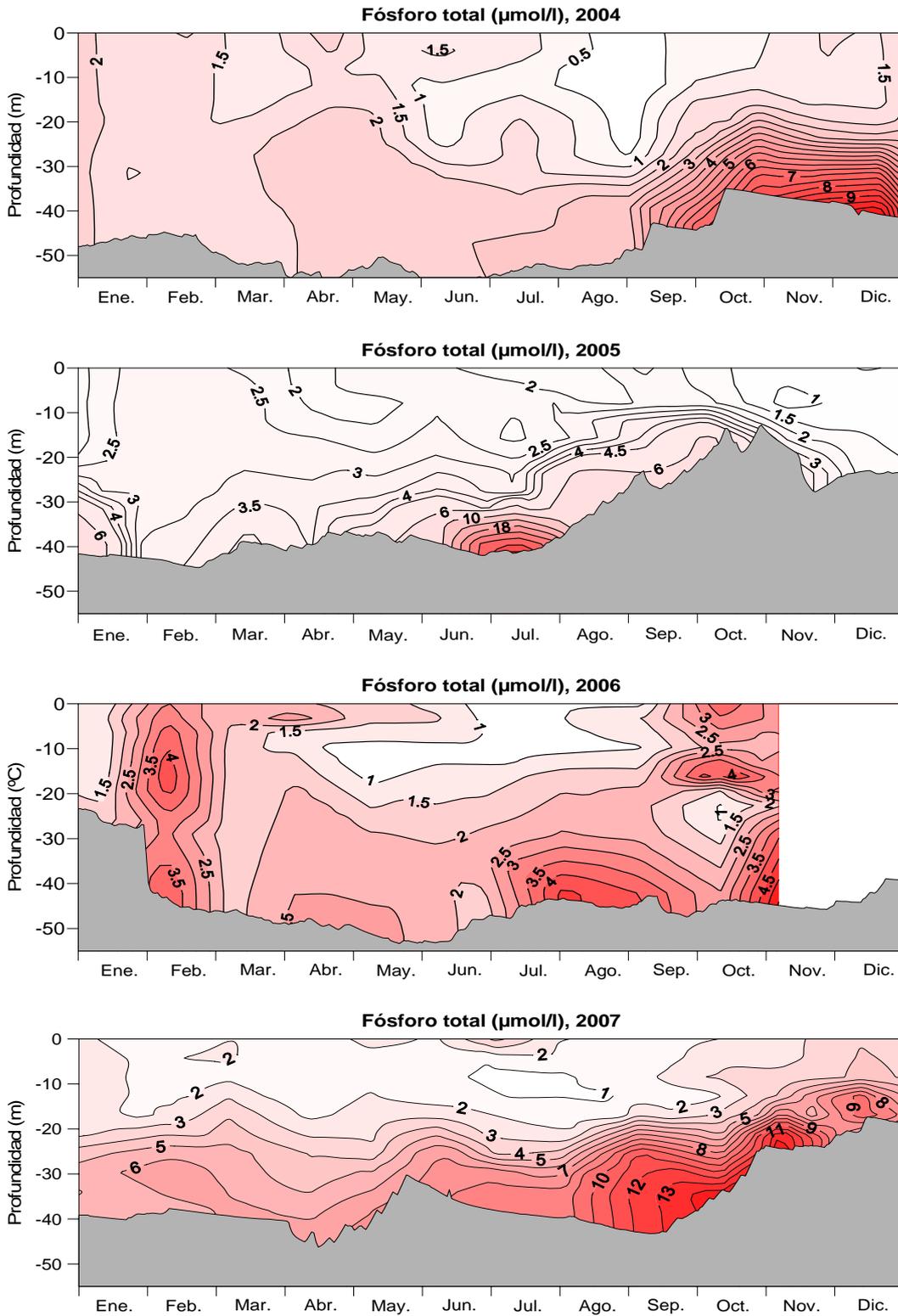
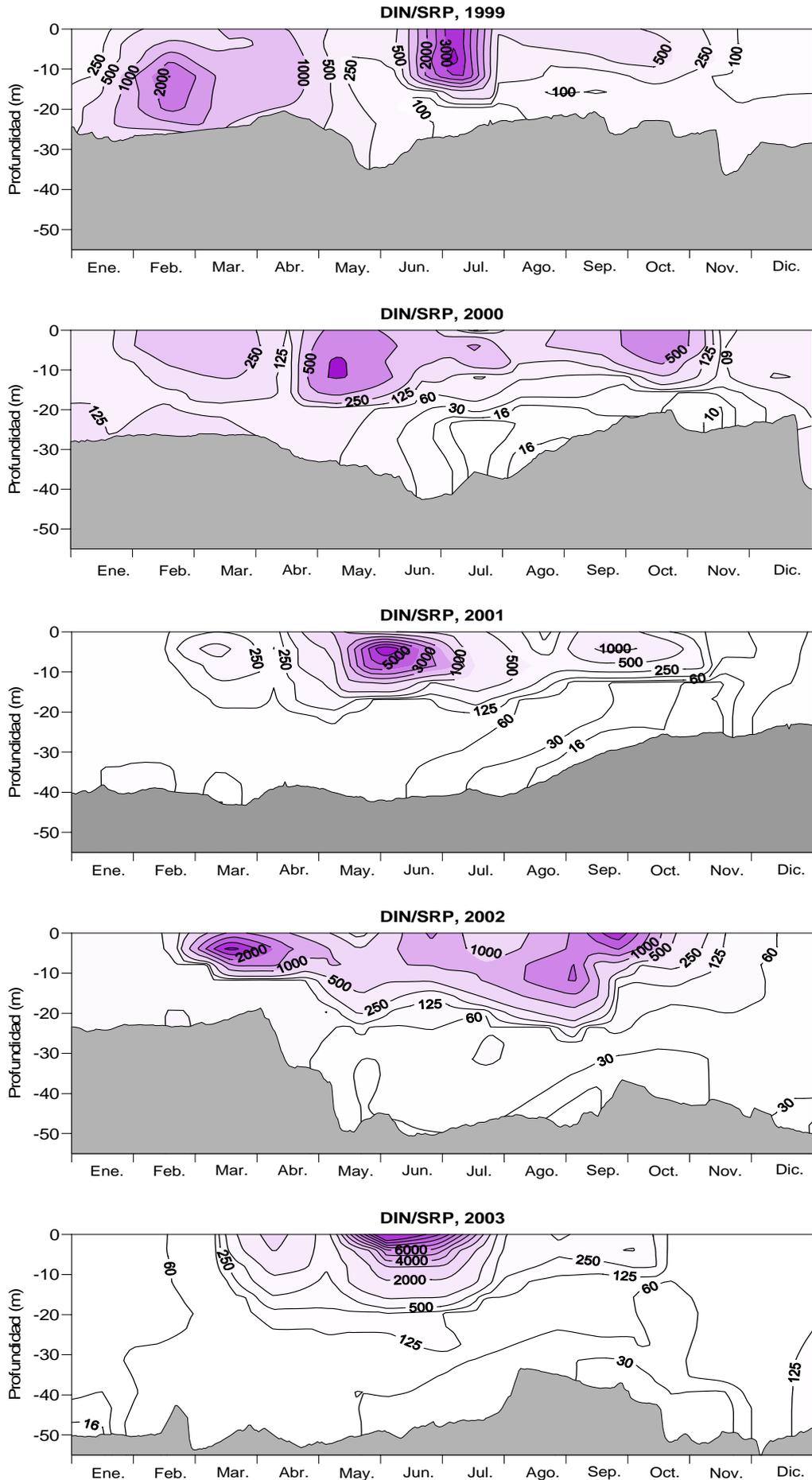


Fig. A-17. Ciclo anual del fósforo total en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



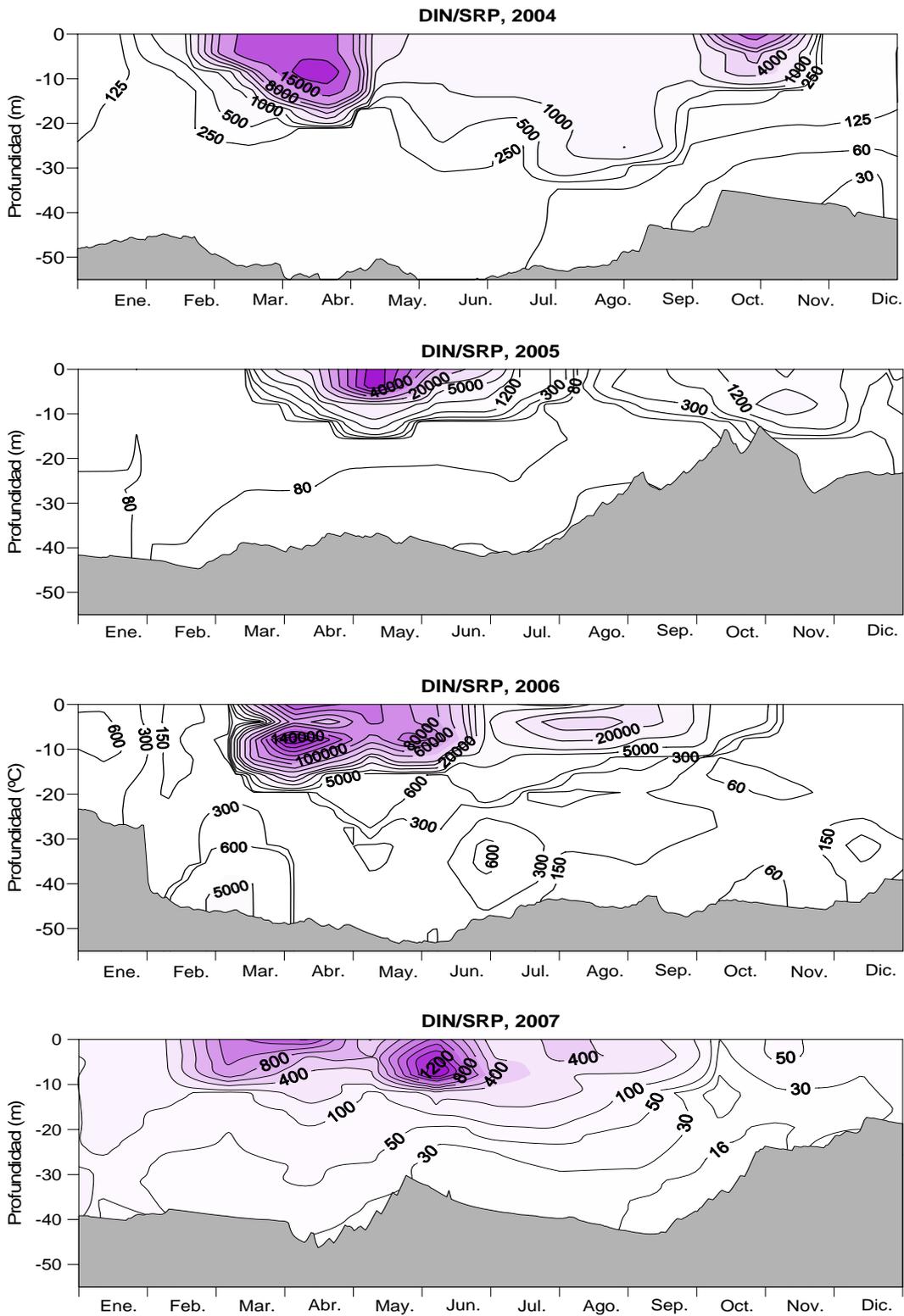
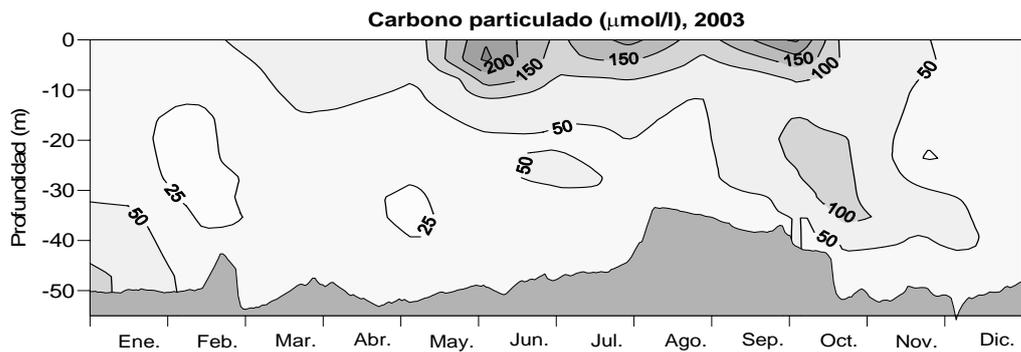
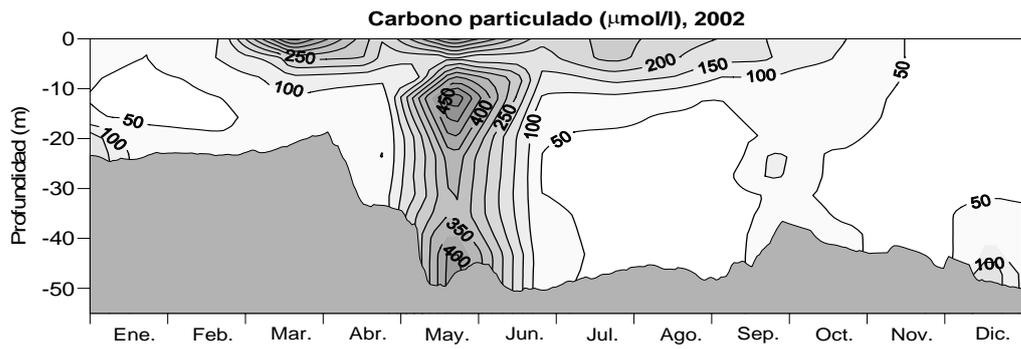
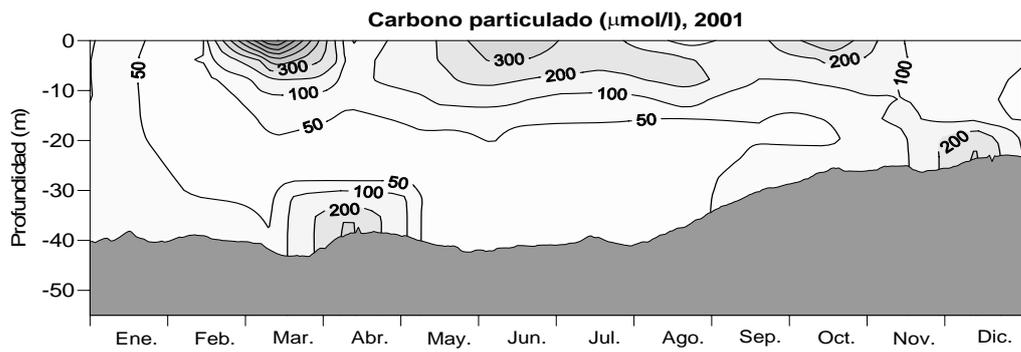
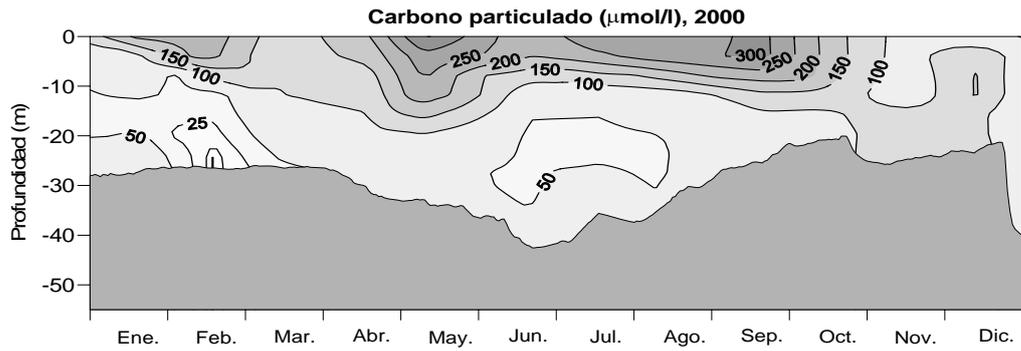
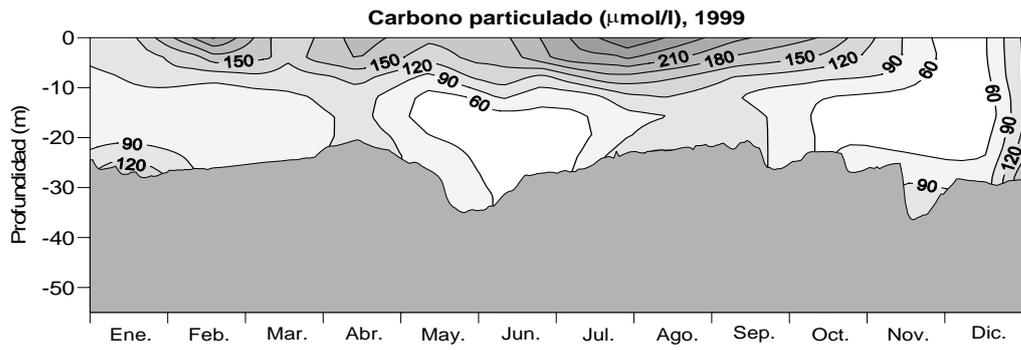


Fig. A-18. Ciclo anual del cociente DIN/SRP en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



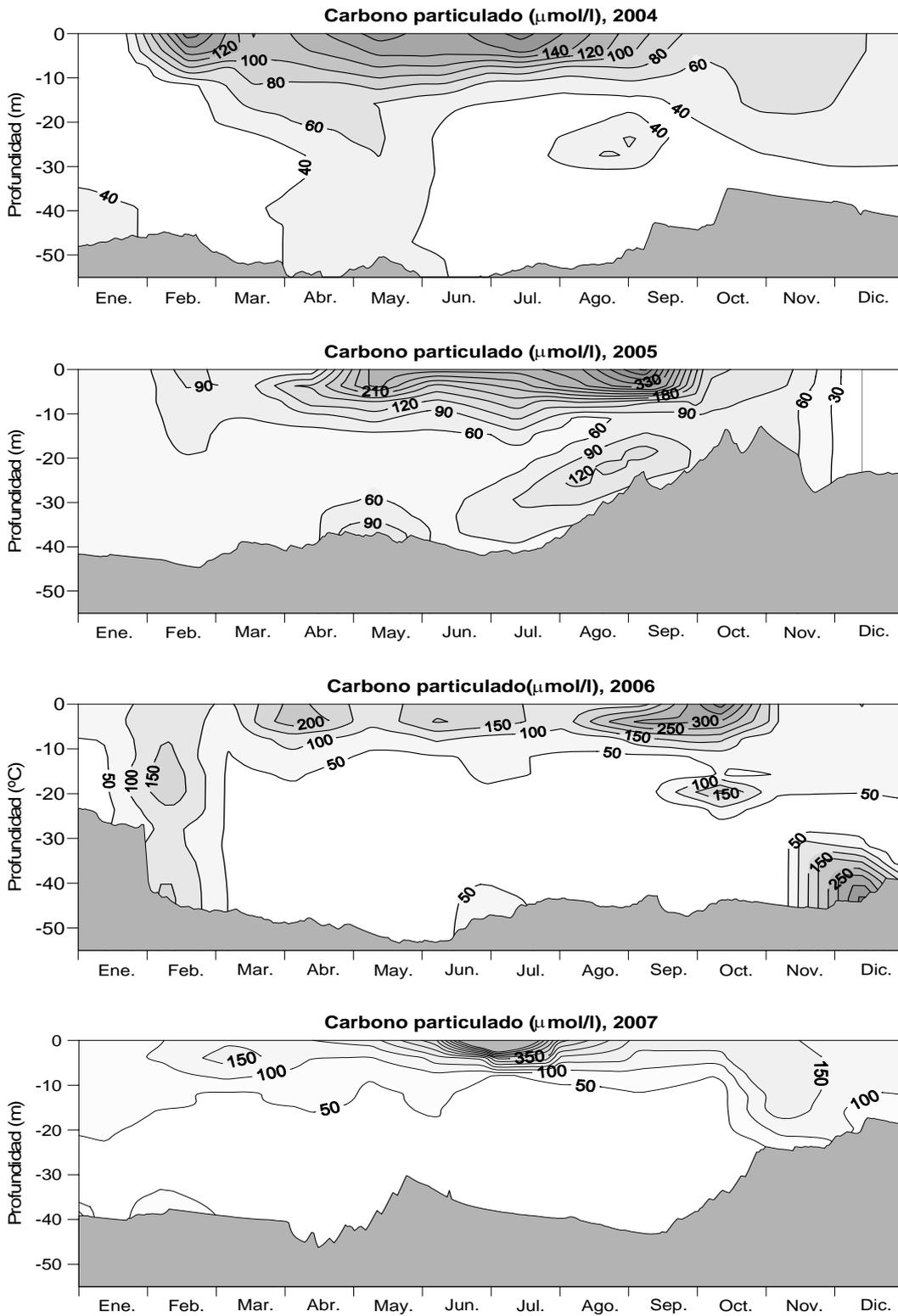
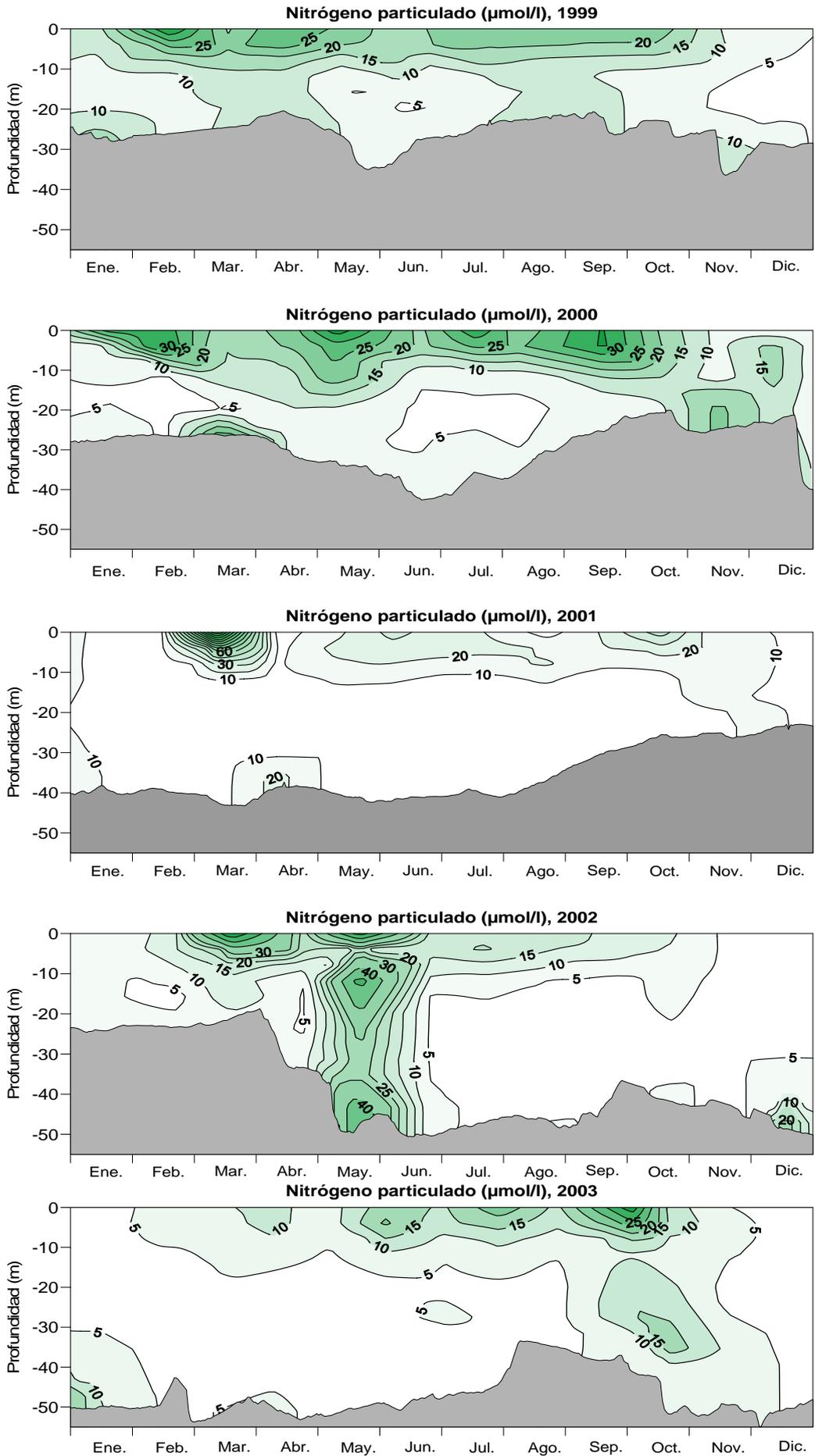


Fig. A-19. Ciclo anual del carbono particulado en el embalse de Sao. Período 1999-2007.



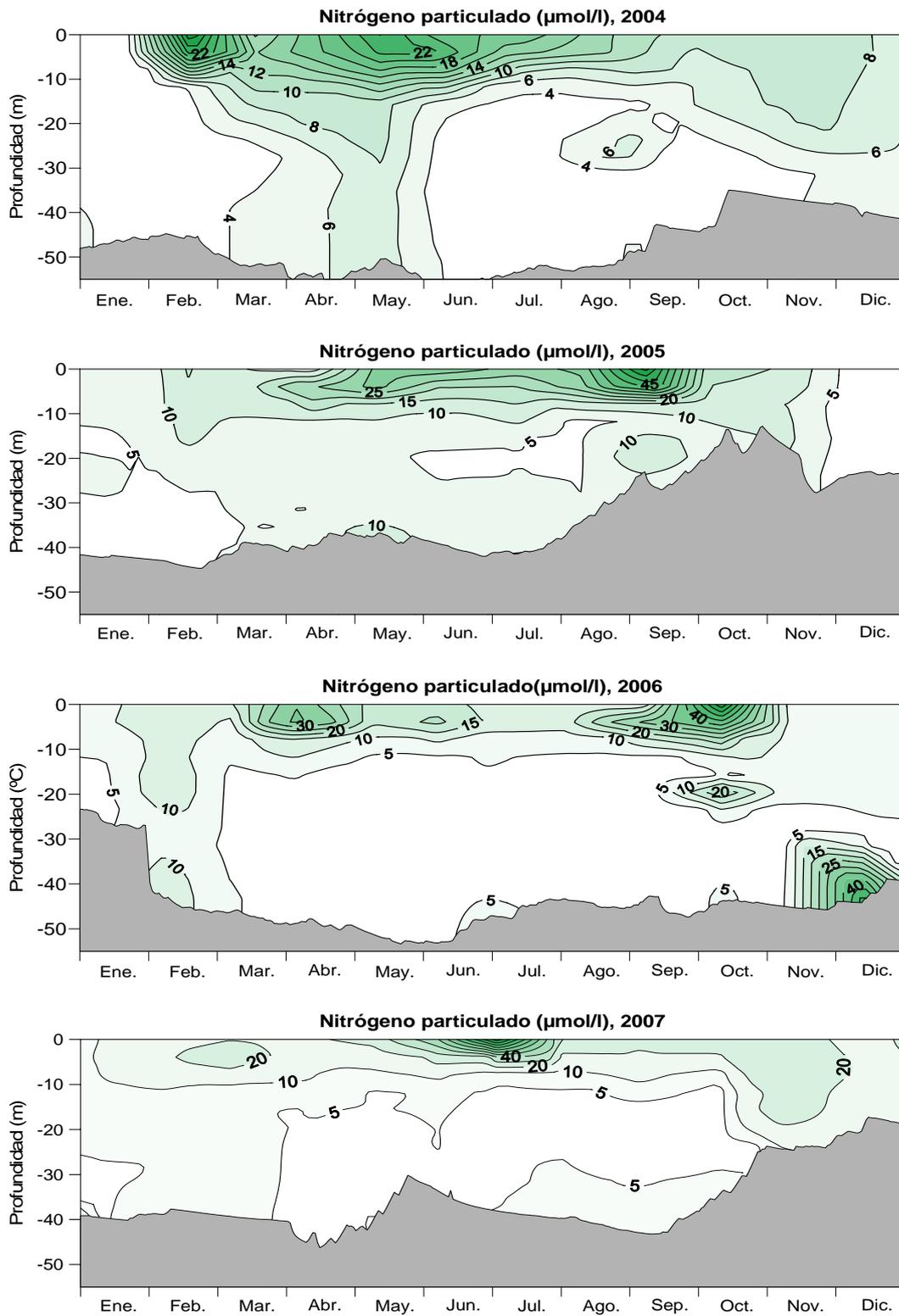
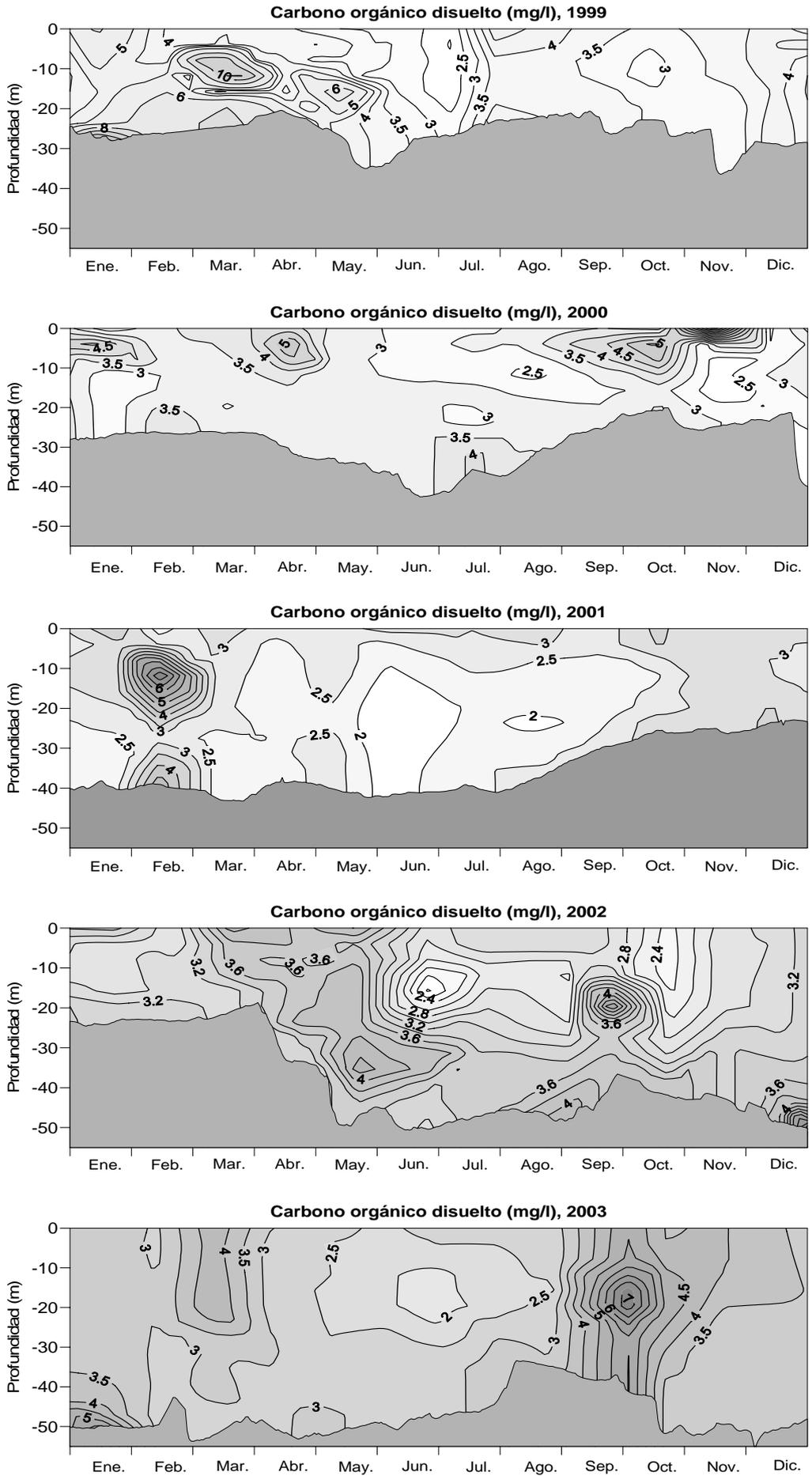


Fig. A-20. Ciclo anual del nitrógeno particulado en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



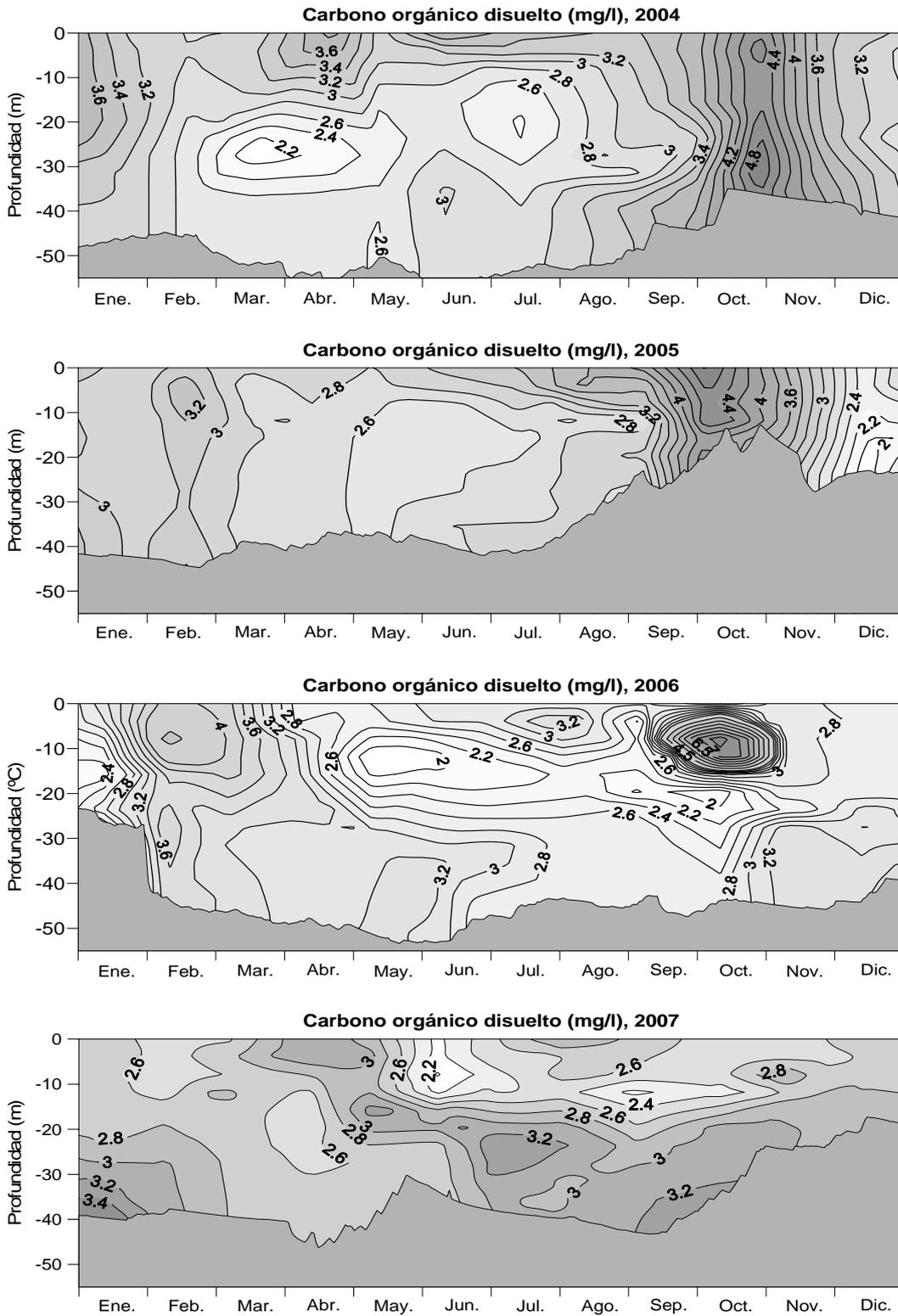
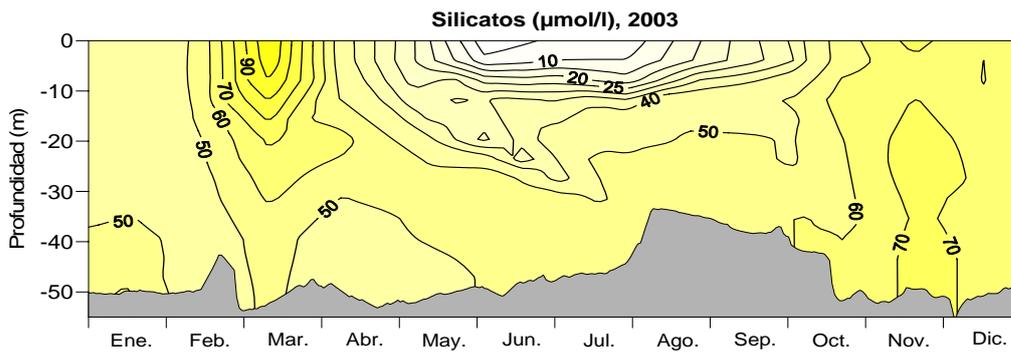
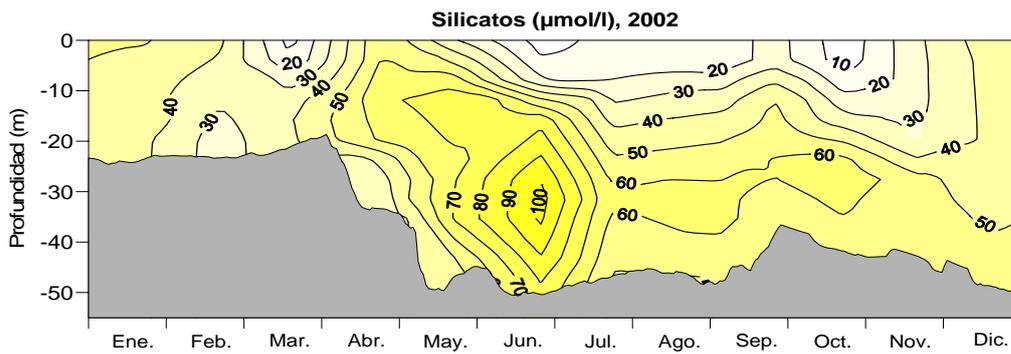
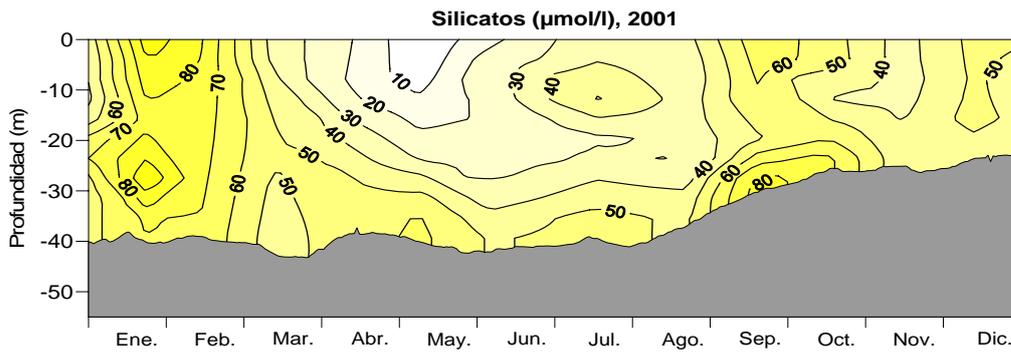
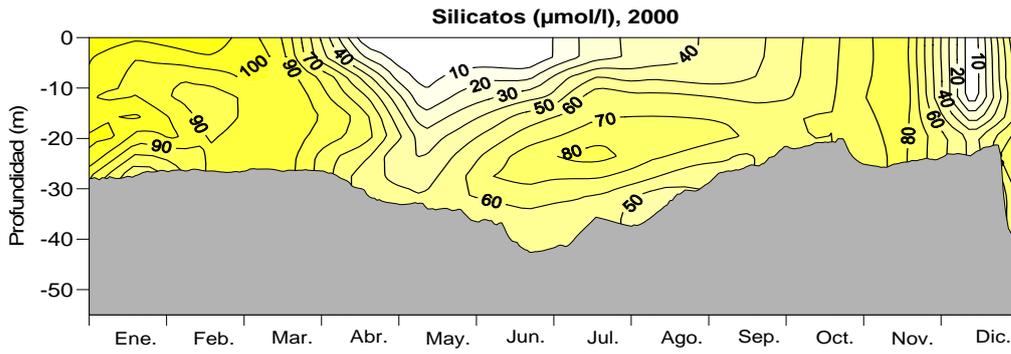
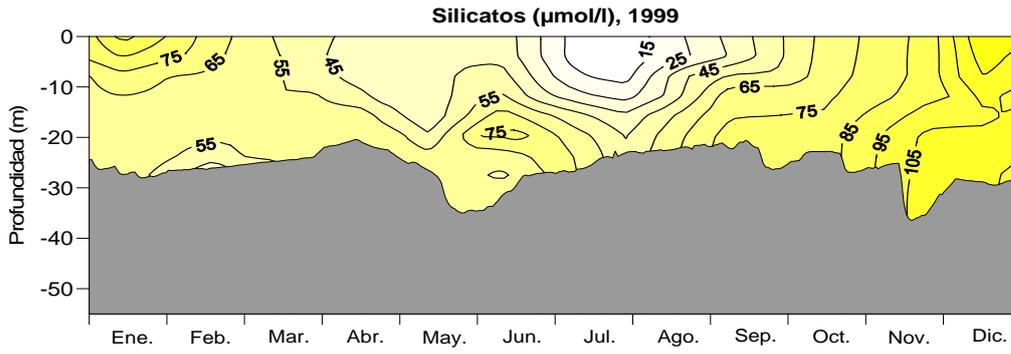


Fig. A-21. Ciclo anual del carbono orgánico disuelto en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



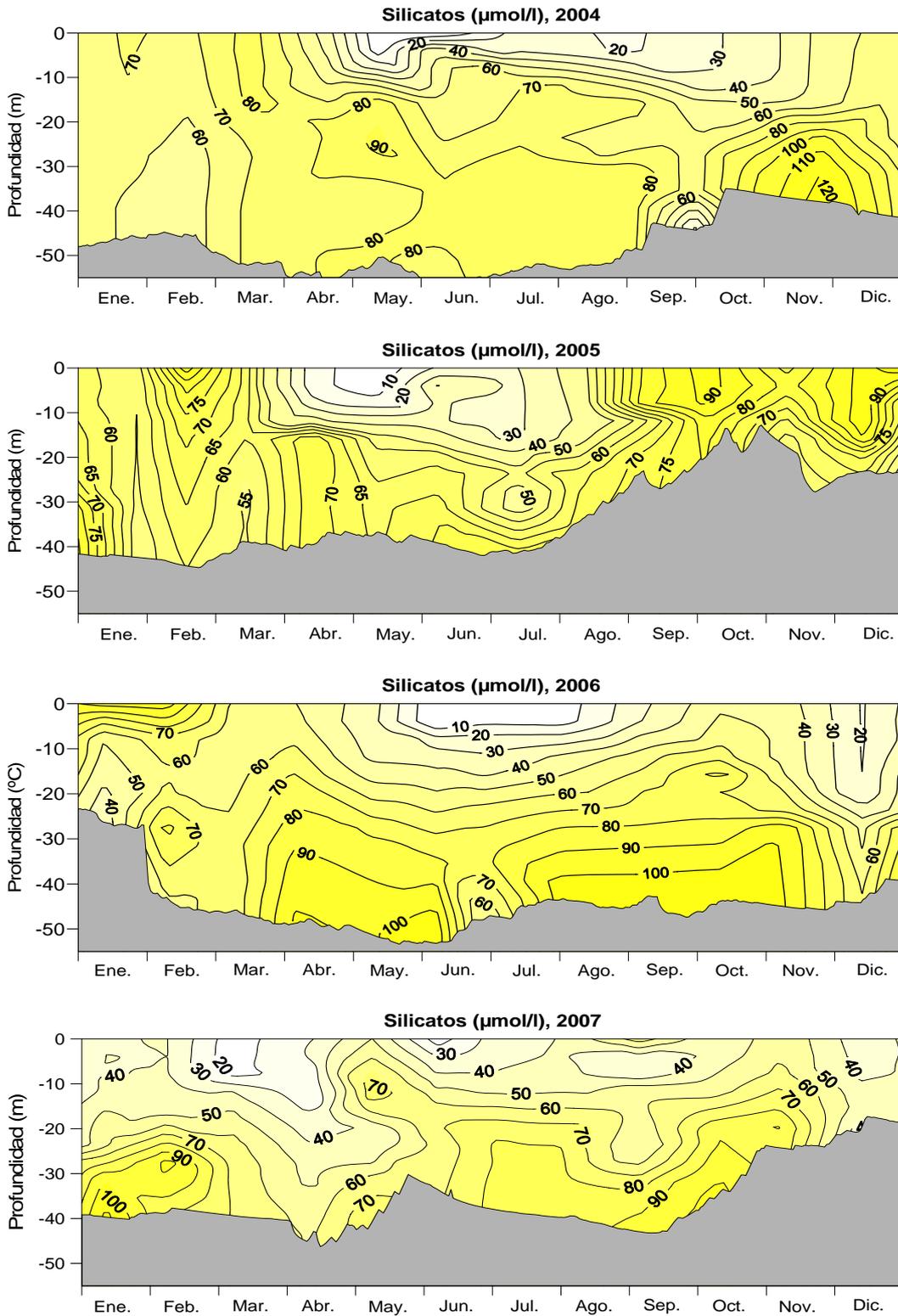
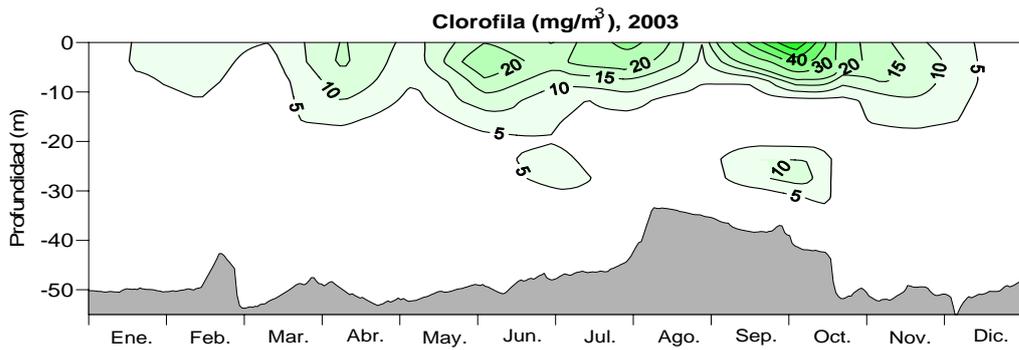
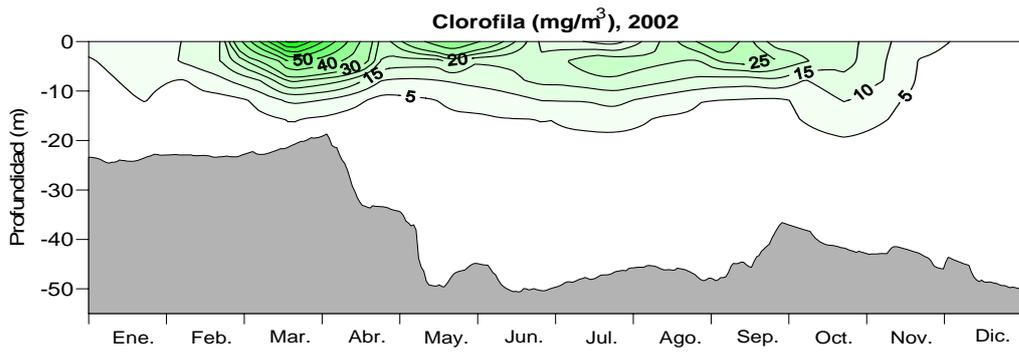
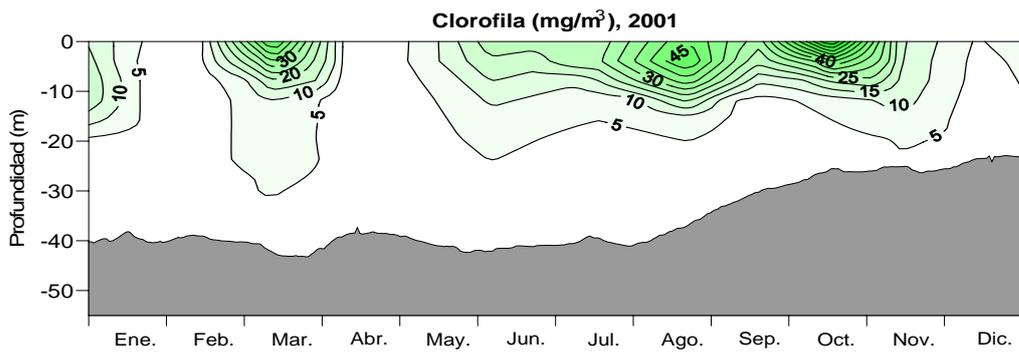
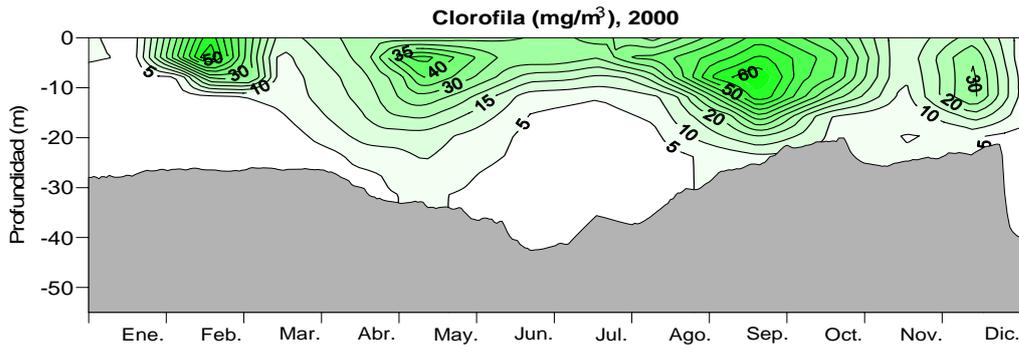
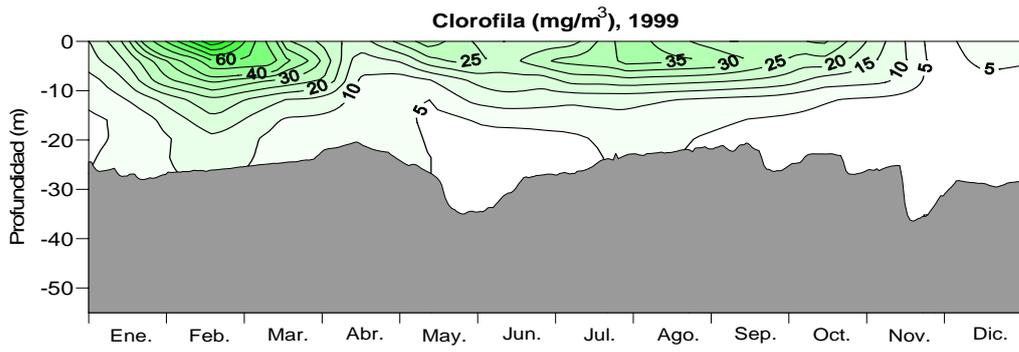


Fig. A-22. Ciclo anual de los silicatos en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



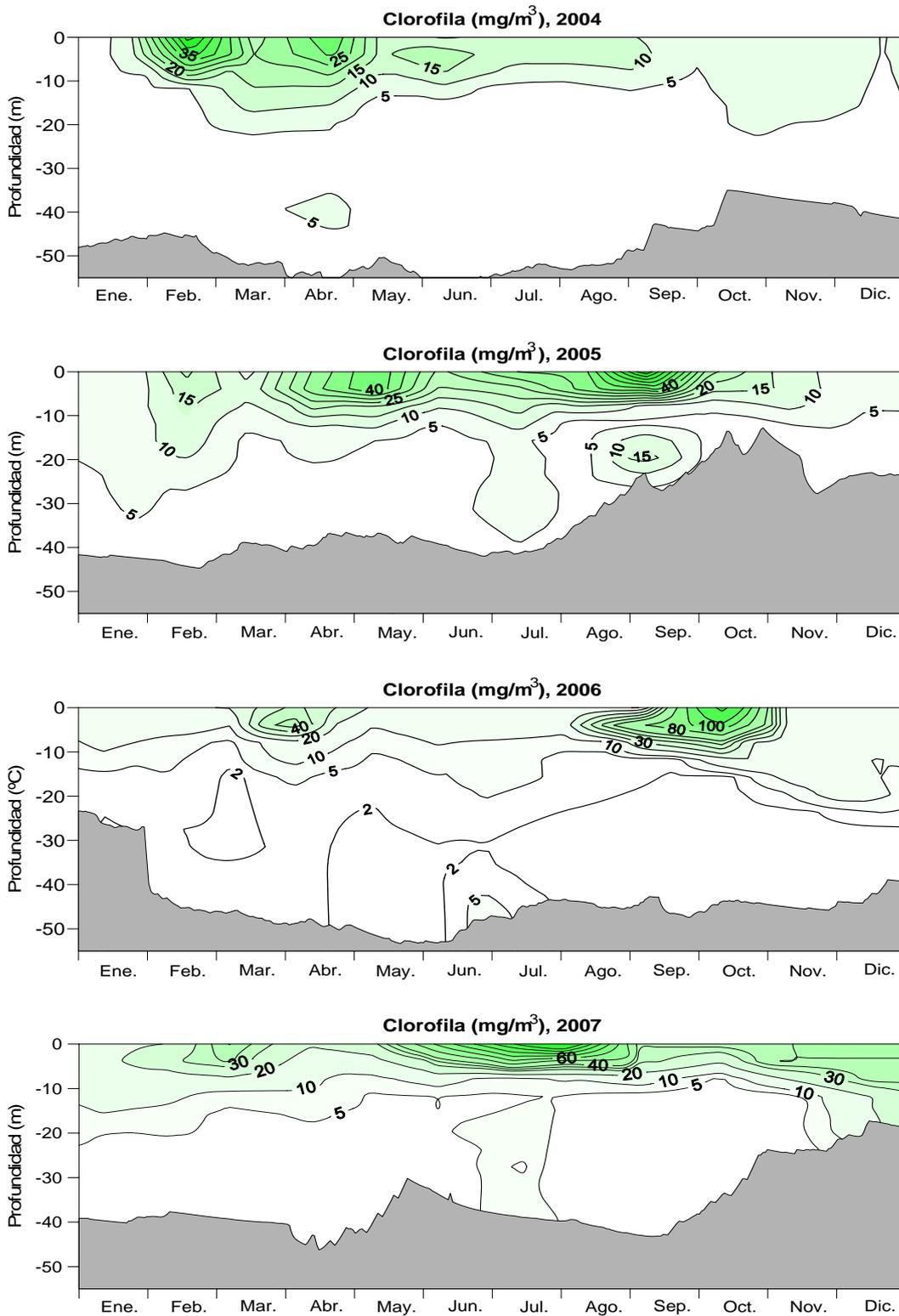
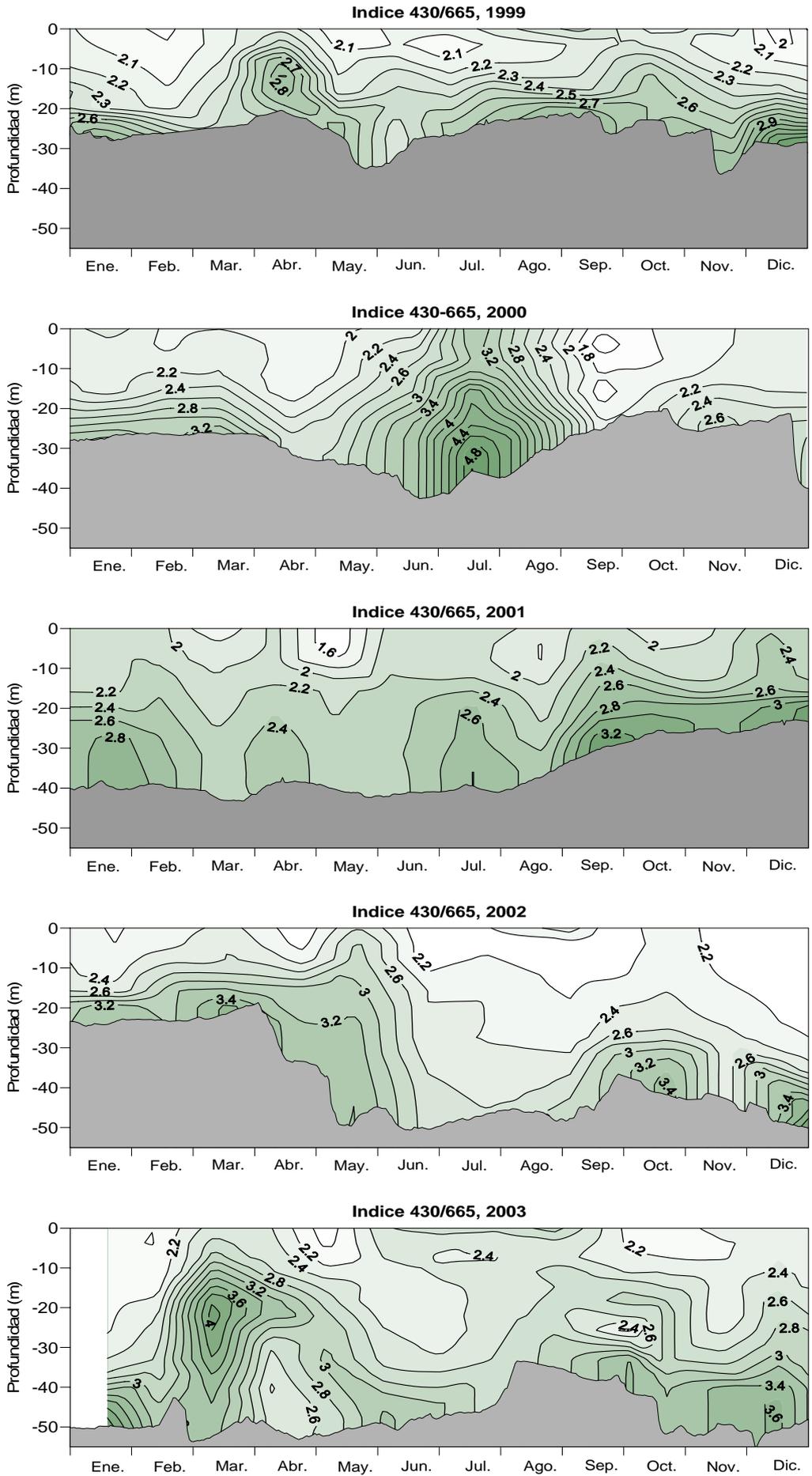


Fig A-23. Ciclo anual de la clorofila en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



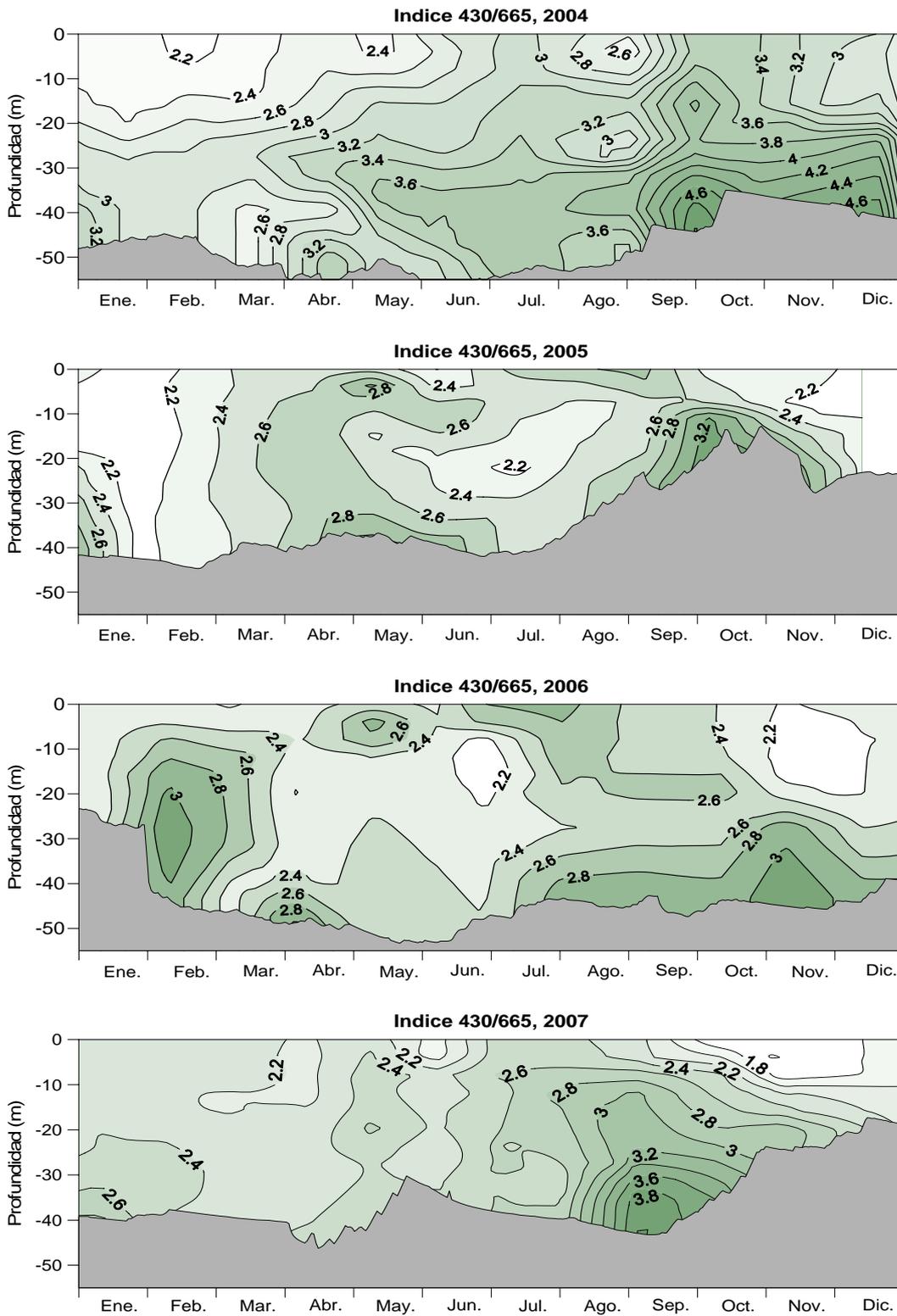
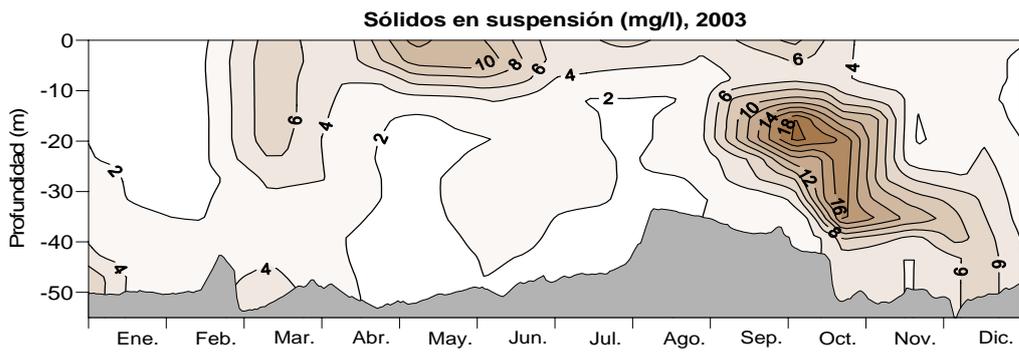
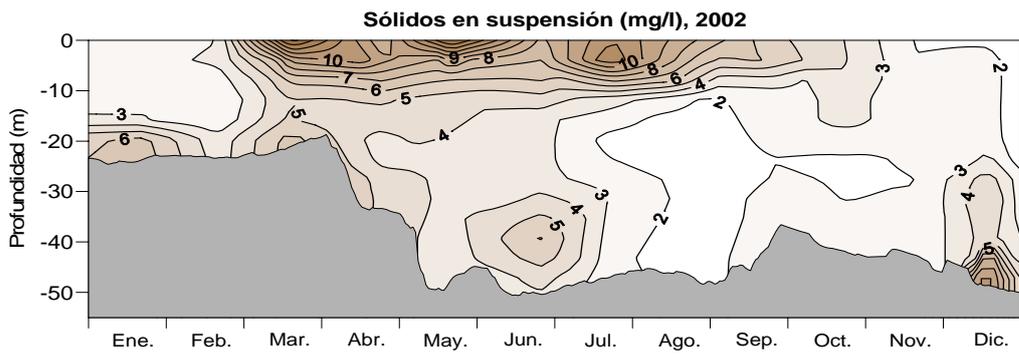
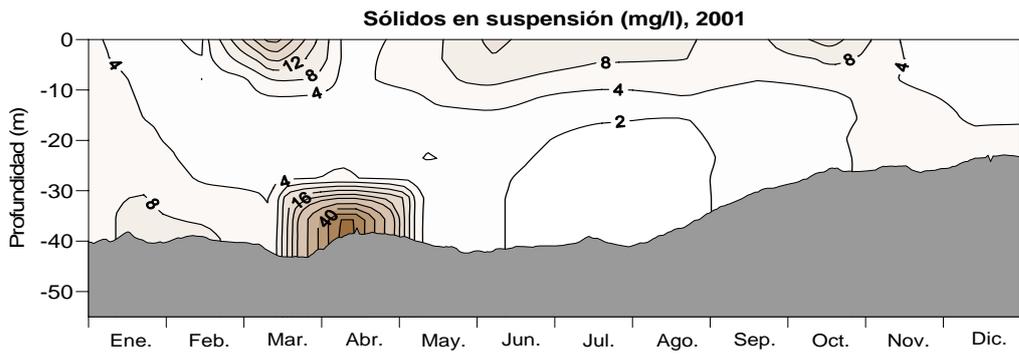
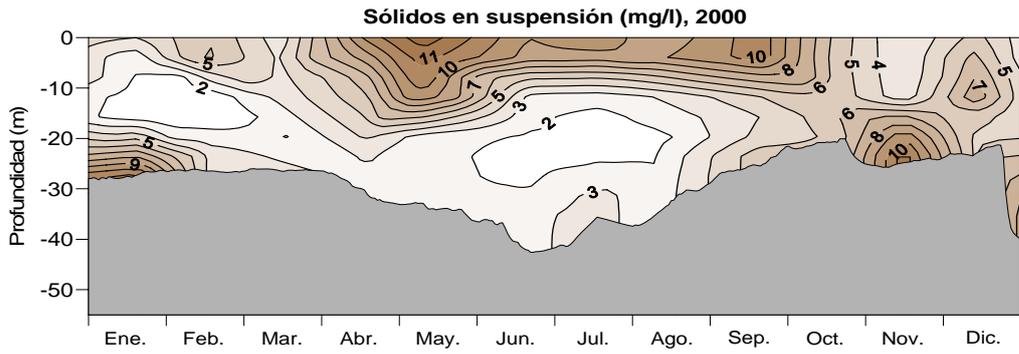
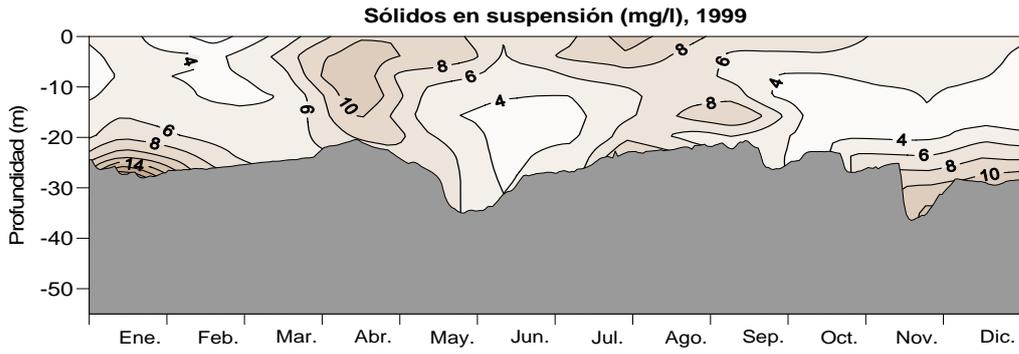


Fig. A-24. Ciclo anual del índice 430/665 en el embalse de Sau. Período 1999-2007.



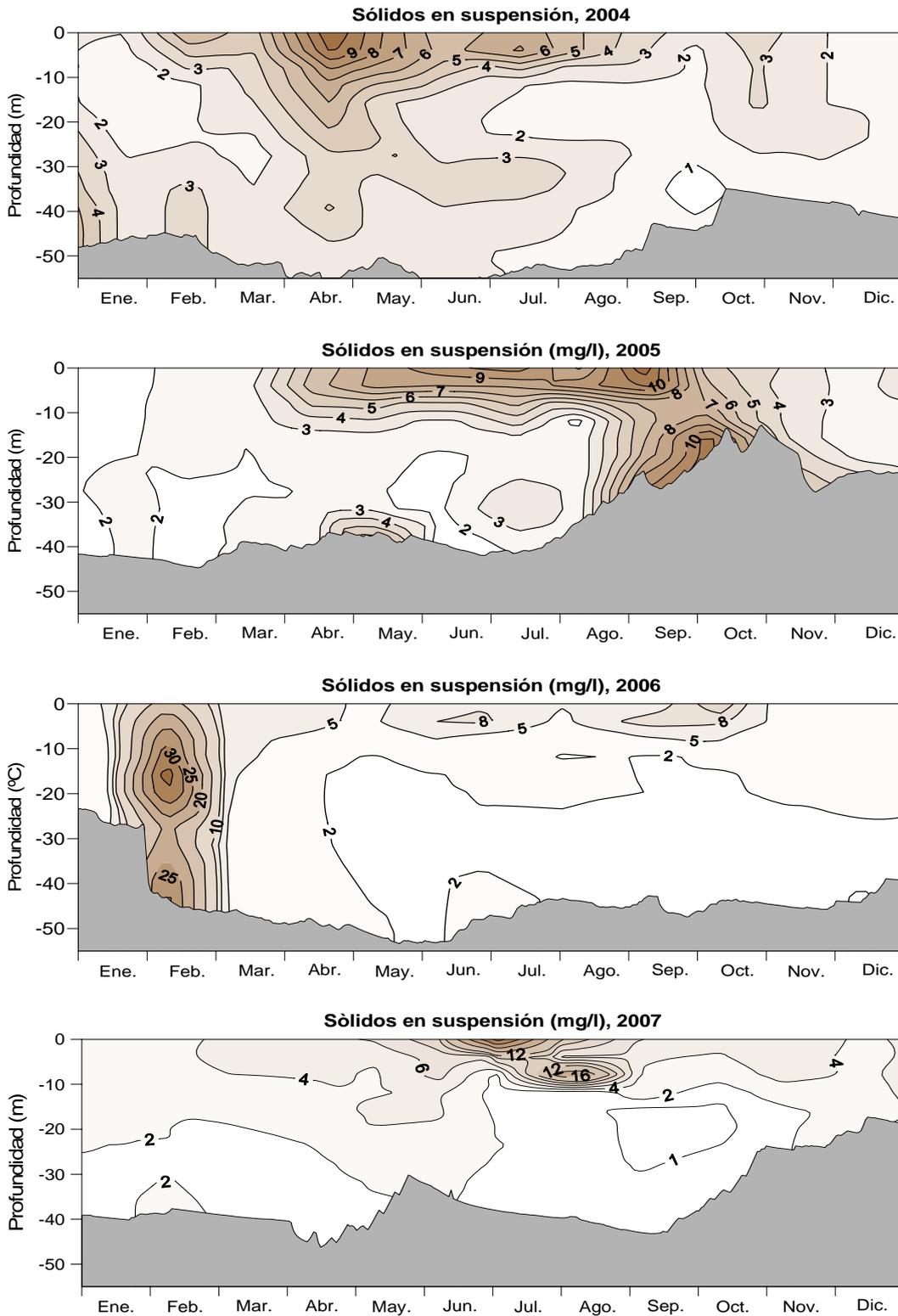


Fig. A-25. Ciclo anual de los sólidos en suspensión en el embalse de Sau. Período 1999-2007.