



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**MODELACIÓN NUMÉRICA A LARGO PLAZO DE LA
CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE RAPEL BAJO
DIFERENTES CONDICIONES DE OPERACIÓN DE LA
CENTRAL HIDROELÉCTRICA**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

ETIENNE LOUIS OCTAVE MOTYKA

PROFESOR GUÍA:

ALBERTO DE LA FUENTE STRANGER

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:

JANNIK HAAS

YARKO NIÑO CAMPOS

SANTIAGO DE CHILE

2017

**RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL DIVISION
RECURSOS HÍDRICOS Y MEDIO AMBIENTE**

POR: ETIENNE MOTYKA

FECHA: 18/07/2017

PROFESOR GUÍA: ALBERTO DE LA FUENTE
STRANGER

**MODELACION NUMÉRICA A LARGO PLAZO DE LA CALIDAD DEL
AGUA DEL EMBALSE RAPEL BAJO DIFERENTES CONDICIONES
DE OPERACIÓN DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA**

El embalse Rapel, construido en el año 1968, presenta un reto primordial en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. En efecto, participa considerablemente en la producción de energía eléctrica de la región, con el funcionamiento de la central hidroeléctrica asociada al embalse. Además, varias actividades aprovecharon del embalse para desarrollarse, como por ejemplo el turismo y actividades recreativas acuáticas. Hoy día, la operación de la central esta definida por el Centro de Despacho Económico de Carga (CDEC-SIC) que privilegia un funcionamiento concentrado en las horas punta de consumo energético del día. Este funcionamiento llamado hydropeaking u operación de punta se caracteriza por la alta fluctuación de los caudales efluentes de la central, lo cual puede tener efectos negativos sobre las condiciones ambientales aguas abajo de la presa. Una de las amenazas más serias para el embalse Rapel es el fenómeno de eutrofización que consiste en la proliferación de fitoplancton y especialmente de cianobacterias a la superficie del agua, provocando efectos potencialmente desastrosos para el ecosistema del embalse y varias incomodidades para la población.

La finalidad de este trabajo es analizar los efectos a largo plazo de la operación de la central sobre la calidad del agua del embalse considerando dos tipos de funcionamiento de la central (en hydropeaking y considerando la implementación de restricciones ambientales) y tres escenarios hidrológicos diferentes (seco, normal y húmedo). En particular, se estudian las consecuencias de las condiciones hidrológicas y del funcionamiento de la central en los episodios de eutrofización y de anoxia del embalse.

Se obtiene que en condiciones hidrológicas normales y húmedas, las restricciones ambientales permiten disminuir la frecuencia y la amplitud de los episodios de eutrofización y de anoxia especialmente la anoxia en condiciones hidrológicas normales.

Agradecimientos

Antes de todo, quiero agradecer a mi profesor guía Alberto de la Fuente, primero, por sus enseñanzas en sus clases que tuve en mis estudios en la Universidad de Chile, y luego, por su ayuda durante toda la duración de este trabajo de memoria. Me permitió volver a Francia y supo dejarme trabajar de forma independiente y contestar al tiro a cualquiera pregunta necesaria para que pudiera avanzar.

Quiero agradecer a todo el equipo docente la división Recursos Hídricos y Medio Ambiente, por su ayuda y su amabilidad. Lo pasé super bien!

Quiero agradecer a toda la Comunidad Internacional de Beauchef, y en particular a Viviana Ruiz, por su apoyo y su compromiso a lo largo de estos dos años.

Quiero agradecer a todos mis compañeros de Recursos Hídricos y Medio Ambiente por su buena onda y su ayuda. No sé si hubiera podido validar todo sin ellos! En particular quiero agradecer a Raimundo, Dimitri, Melisa Paz, Natalia, Carolina, Felipe, Rodrigo...

Quiero agradecer a mis compañeros más flojos que perezosos Jorge y Camilo y el pobre Ariel, el único serio del grupo que tuvo que estudiar con todos estos flojitos. Gracias por la buena onda cabros!

Quiero agradecer a Juliette por su amor y su apoyo en todos estos meses afuera.

Quiero agradecer a mis amigos franchutes y compañeros de piso. En particular, quiero agradecer a los Piscalocos David y Camille, a Inès, a Nico y Francky, a Pierre, a Jon, a Romain y Louise por su gentileza y su ron hecho en casa. También quiero agradecer a Clément y Estelle por su buena onda legendaria y el viaje que hicimos en Bélgica! Fue bakan po!

Quiero agradecer a mis Zoulous preferidos, en particular a Carlos por su buena onda y su facultad a hacerme tomar terremotos en la semana y a Buenito por su acogida maravillosa en Rio.

Quiero agradecer a mis amigos de Paris, Vu, Adri, Carrel, Manu, Ilan, Pauline, Sarah, Louise, JB y Alice.

Quiero agradecer al grande, al único, al legendario Kéké, por su amistad, su ayuda, sus gorros y sus talentos de cocinero. Eres el mejor wn.

Por fin, quiero agradecer a mis padres y mi hermana que siempre me prestaron su apoyo a pesar de la distancia.

Tabla de contenido

| | |
|--|-----|
| Agradecimientos | ii |
| Tabla de contenido | iii |
| Índice de tablas | v |
| Índice de ilustraciones..... | v |
| 1 Introducción..... | 1 |
| 1.1 Motivación..... | 1 |
| 1.2 Objetivo general..... | 2 |
| 1.3 Objetivos específicos | 2 |
| 1.4 Metodología..... | 3 |
| 1.5 Alcances..... | 3 |
| 1.6 Organización del informe | 4 |
| 2 Revisión bibliográfica..... | 5 |
| 2.1 Impactos ambientales de embalses | 5 |
| 2.1.1 Aguas abajo..... | 5 |
| 2.1.2 Aguas arriba..... | 6 |
| 2.2 El fenómeno de eutrofización | 6 |
| 2.2.1 Descripción del fenómeno, causas principales | 6 |
| 2.2.2 Evolución del fenómeno en el mundo y influencia de la actividad humana | 7 |
| 2.2.3 Consecuencias ambientales..... | 8 |
| 2.2.4 Consecuencias sanitarias..... | 8 |
| 2.3 La operación en hydropeaking..... | 8 |
| 2.4 Un caso específico: el embalse Rapel..... | 9 |
| 3 Modelación numérica ELCOM-CAEDYM..... | 12 |
| 3.1 Escenarios escogidos | 12 |
| 3.1.1 Periodo de simulación..... | 12 |
| 3.1.2 Escenarios hidrológicos | 12 |
| 3.1.3 Modo de operación de la central..... | 12 |
| 3.2 Modelo ELCOM | 14 |
| 3.2.1 Grilla del modelo | 15 |
| 3.2.2 Datos de entrada..... | 15 |
| 3.2.3 Datos de salida | 16 |
| 3.3 Módulo CAEDYM | 17 |
| 3.3.1 Datos de entrada..... | 17 |

| | | |
|-------|---|----|
| 3.3.2 | Datos de salida | 18 |
| 3.3.3 | Consideraciones | 18 |
| 4 | Resultados obtenidos | 20 |
| 4.1 | Análisis preliminar | 20 |
| 4.2 | Análisis del escenario 1 | 22 |
| 4.3 | Eutrofización | 27 |
| 4.3.1 | Influencia de las condiciones hidrológicas | 28 |
| 4.3.2 | Influencia del modo de operación de la central | 30 |
| 4.4 | Análisis de la influencia de la operación de la central en los principales parámetros involucrados en la eutrofización del embalse en condiciones hidrológicas normales y húmedas | 32 |
| 4.4.1 | Temperatura | 32 |
| 4.4.2 | Nutrientes (N y P) | 35 |
| 4.4.3 | Nivel del embalse | 41 |
| 4.5 | Análisis de la anoxia en el embalse | 44 |
| 4.5.1 | Influencia de las condiciones hidrológicas | 44 |
| 4.5.2 | Influencia de la operación de la central en condiciones hidrológicas normales y húmedas | 46 |
| 4.5.3 | Análisis de la evolución de oxígeno disuelto en el embalse y de algunos parámetros claves. | 48 |
| 5 | Discusión | 56 |
| 6 | Conclusiones | 58 |
| | Bibliografía | 59 |

Índice de tablas

| | |
|---|----|
| Tabla 3.1: Presentación de los escenarios considerados..... | 14 |
|---|----|

Índice de ilustraciones

| | |
|---|----|
| Figura 2.1: División del embalse Rapel en cubetas y puntos de medición y de simulación | 10 |
| Figura 3.1: Caudales efluentes con restricciones ambientales y con hydropeaking bajo condiciones hidrológicas normales..... | 14 |
| Figura 4.1: Concentración simulada de fitoplancton en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 1, 2, 3, 4, 5 y 6..... | 21 |
| Figura 4.2 : Concentración media de fitoplancton y de cianobacterias en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 1, 2, 3, 4, 5, 6..... | 22 |
| Figura 4.3: Evolución temporal del índice de fitoplancton, escenarios 1, 2 y 3..... | 23 |
| Figura 4.4: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 1 y 4. | 24 |
| Figura 4.5: Evolución temporal de la temperatura de la superficie del agua, escenarios 1, 2, 3, 4, 5 y 6..... | 25 |
| Figura 4.6: Temperatura máxima del agua y índice de la concentración de fitoplancton en función del tiempo, escenario 1..... | 26 |
| Figura 4.7: Evolución temporal de la temperatura de la superficie del agua del embalse, en la zona del muro, y del afluente Cachapoal, escenario 1..... | 27 |
| Figura 4.8: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 2 y 3. | 28 |
| Figura 4.9: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 4, 5 y 6..... | 29 |
| Figura 4.10: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 2 y 5. | 30 |
| Figura 4.11: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 3 y 6. | 31 |
| Figura 4.12: Temperatura simulada de la superficie del agua cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2, 3, 4, 5 y 6..... | 32 |
| Figura 4.13: Temperatura en la zona del muro en función de la profundidad del embalse y del tiempo, escenarios 2, 3, 5 y 6..... | 33 |
| Figura 4.14: Fitoplancton y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5. | 34 |
| Figura 4.15: Fitoplancton y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6. | 35 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.16: Concentración simulada de nitrógeno en la zona del muro en función del tiempo y de la profundidad, escenarios 2, 3, 5 y 6..... | 36 |
| Figura 4.17: Concentración simulada de fósforo en la zona del muro en función del tiempo y de la profundidad, escenarios 2, 3, 5 y 6..... | 37 |
| Figura 4.18: Concentración media simulada de nitrógeno y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5..... | 38 |
| Figura 4.19: Concentración media simulada de fósforo y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5..... | 39 |
| Figura 4.20: Concentración media simulada de nitrógeno y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 3 y 6..... | 40 |
| Figura 4.21: Concentración media simulada de fósforo y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 3 y 6..... | 41 |
| Figura 4.22: Nivel del embalse y del índice de fitoplancton en función del tiempo, escenarios 2 y 5 (el nivel 0 corresponde al nivel inicial del embalse)..... | 42 |
| Figura 4.23: Nivel del embalse y del índice de fitoplancton en función del tiempo, escenarios 3 y 6 (el nivel 0 corresponde al nivel inicial del embalse)..... | 43 |
| Figura 4.24: Concentración de oxígeno disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 4, 5 y 6..... | 45 |
| Figura 4.25: Concentración de oxígeno disuelto disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5. | 46 |
| Figura 4.26: Concentración de oxígeno disuelto disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 3 y 6. | 47 |
| Figura 4.27: Oxígeno disuelto y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5. | 49 |
| Figura 4.28: Oxígeno disuelto y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6. | 50 |
| Figura 4.29: Oxígeno disuelto y concentración de fitoplancton en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5..... | 51 |
| Figura 4.30: Oxígeno disuelto y concentración de fitoplancton en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6..... | 52 |
| Figura 4.31: Oxígeno disuelto y concentración de NH ₄ en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5..... | 53 |
| Figura 4.32: Oxígeno disuelto y concentración de NH ₄ en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6..... | 53 |
| Figura 4.33: Oxígeno disuelto y concentración de NO ₃ en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5..... | 54 |
| Figura 4.34: Oxígeno disuelto y concentración de NO ₃ en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6..... | 55 |

1 Introducción

1.1 Motivación

Los embalses tienen varios beneficios socio-económicos, pero a la vez impactos ambientales que fueron ampliamente discutidos desde el fin del siglo XX. Por una parte, los embalses permiten regular las crecidas, favorecen los sistemas de riego cruciales para mejorar la productividad agrícola, el suministro en agua potable y la producción en energía hidroeléctrica. Por otra parte, la construcción y la explotación de un embalse pueden tener efectos negativos en el ecosistema, la fauna, la flora, y las poblaciones humanas locales. De hecho, la construcción de un embalse causa una alteración en el régimen natural del río, puede impedir la migración longitudinal de peces, provocar una retención de nutrientes importante en el embalse que puede generar una carencia de nutrientes en la zona costal aguas abajo del embalse. También puede haber una eutrofización o florecimiento de algas en el lago, fenómeno incompatible con varios objetivos del embalse, como por ejemplo, el riego o actividades recreacionales que se pueden desarrollar en torno al lago.

El embalse Rapel, ubicado en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins fue construido en 1968 con la finalidad de producir energía hidroeléctrica. La central tiene un funcionamiento conocido como operación en "hydropeaking", que se caracteriza por una operación intradiaria concentrada en los horarios punta, que no considera el caudal ecológico como requisito ambiental. Tampoco considera una restricción a la máxima tasa de cambio del caudal efluente de la central.

Varios estudios (Carpentier, 2016; Rossel, 2015...) mostraron el impacto dramático de este funcionamiento en el ecosistema aguas abajo del embalse: la gran magnitud y la alta variabilidad de los caudales efluentes suelen alterar la morfología del cauce, la calidad del agua y perturbar el ecosistema. Para atenuar el impacto del hydropeaking, se propuso implementar algunas restricciones ambientales, por ejemplo un caudal ecológico mínimo y variaciones de caudal más suaves. Pero si la incidencia del hydropeaking aguas abajo está bien documentada, muy pocos estudios analizaron las consecuencias de este tipo de funcionamiento en la calidad del agua del embalse.

Este trabajo, en continuación de otros estudios recientes, caracteriza el impacto del funcionamiento en hydropeaking de la central hidroeléctrica del embalse Rapel en la calidad del agua del embalse a partir de una modelación numérica 3D a largo plazo.

Una grilla del modelo fue desarrollada por Ibarra (2013) para modelar el efecto del hydropeaking en las variables hidrodinámicas del embalse Rapel a corto plazo. Posteriormente, Guzman (2013) analizó el impacto de la implementación de restricciones ambientales en cuanto a las variables hidrodinámicas y térmicas del embalse. Estos estudios fueron completados por Carpentier (2016) que analizó el impacto del hydropeaking y de las restricciones ambientales en las variables

hidrodinámicas del embalse a largo plazo. Rossel (2014) desarrolló y validó un modelo eco-hidrodinámico para el estudio de la alteración de la calidad del agua del embalse, y específicamente el fenómeno de eutrofización con y sin restricción ambientales. Esta memoria de título prosigue los trabajos precedentes con un análisis de la calidad del agua del embalse bajo diferentes escenarios definidos por Carpentier (2016) que permitirá caracterizar la influencia del hydropeaking y de las condiciones meteorológicas en la calidad del agua y la eutrofización del embalse.

Si Carpentier estudió las consecuencias del hydropeaking en las variables hidrodinámicas del embalse, no se ha estudiado las consecuencias en la calidad del agua del funcionamiento de la central bajo diferentes condiciones meteorológicas a largo plazo. Este trabajo permitirá profundizar la comprensión de los mecanismos del hydropeaking y de su impacto en la calidad del agua del embalse.

1.2 Objetivo general

El objetivo general es modelar a largo plazo (30 meses) la calidad del agua del embalse Rapel bajo diferentes escenarios hidrológicos y modos de operación de la central hidroeléctrica.

1.3 Objetivos específicos

El trabajo cuenta además con los siguientes objetivos específicos:

- Establecer la base para la modelación de largo plazo de la calidad del agua del embalse Rapel.
- Elaborar las aplicaciones numéricas relevantes para analizar influencia ambas de las condiciones hidrológicas y del funcionamiento de la central en el fenómeno de eutrofización del embalse.
- Analizar las consecuencias de los episodios de eutrofización en la anoxia del embalse.
- Proponer un camino de reflexión hacia una operación responsable de la central.

1.4 Metodología

La metodología se divide en las siguientes etapas:

- Recopilar la información relevante.

Se propone introducir el problema de la eutrofización en el embalse Rapel presentando las problemáticas que genera la construcción y el funcionamiento de un embalse, antes de estudiar más ampliamente el problema de la eutrofización, sus causas, sus consecuencias. Finalmente se detallan las especificaciones del modo de operación de una central hidroeléctrica en hydropeaking y del embalse Rapel.

- Estudiar los modelos numéricos ya existentes para el embalse Rapel para construir seis simulaciones.

El embalse Rapel ha sido largamente estudiado en los años recientes y algunos modelos numéricos ya han sido desarrollados con distintos objetivos, distintos periodos y distintos parámetros. Se quiere construir un modelo adaptado a los objetivos de esta memoria a partir de los modelos desarrollados.

- Simular los modelos desarrollados bajo diferentes escenarios y modos de funcionamiento de la central.

Con ese fin, se utilizan los modelos numéricos ELCOM y CAEDYM desarrollados por el CWR (Centre for Water Research) que permiten simular los procesos de transporte y de interacción de los flujos físicos, biológicos, químicos y de calidad del agua.

- Sintetizar y analizar los resultados.

ELCOM-CAEDYM permite el estudio de una multitud de datos, se trata de seleccionar los resultados relevantes para proponer un análisis estructurado del fenómeno de eutrofización en cada escenario, de sus consecuencias, de sus causas y de la diferencia entre las simulaciones.

1.5 Alcances

Los parámetros de calidad del agua que se propone estudiar son la concentración de fitoplancton del agua, la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y la concentración de oxígeno disuelto. En este sentido se desarrollan seis escenarios a partir de dos parámetros distintos: las

condiciones hidrológicas (secas, normales o húmedas) y el modo de funcionamiento de la central escogido (con restricciones ambientales o en hydropeaking).

1.6 Organización del informe

- I. **Capítulo 1 “Introducción”** : En este capítulo, se presentan el tema y la motivación de la memoria, los objetivos principales de la investigación y la metodología escogida para llevarla a cabo.
- II. **Capítulo 2 “Revisión bibliográfica”** : En este capítulo, se exponen los antecedentes revisados con relación al tema de investigación.
- III. **Capítulo 3 “Modelación numérica ELCOM-CAEDYM”** : En este capítulo, se presenta el modelo numérico ELCOM-CAEDYM y se definen los datos de entrada y de salida del modelo además de los escenarios escogidos.
- IV. **Capítulo 4 “Resultados obtenidos”** : En este capítulo, se presentan los resultados obtenidos a partir de las simulaciones llevadas a cabo. Se divide este capítulo en dos partes : el estudio de la eutrofización del embalse y, luego, de la anoxia del embalse, bajo los diferentes escenarios elegidos.
- V. **Capítulo 5 “Discusión”** : En este capítulo, se comentan los resultados obtenidos.
- VI. **Capítulo 6 “Conclusiones”** : En este capítulo, se comentan las conclusiones y se proponen trabajos futuros que podrían complementar los resultados obtenidos.

2 Revisión bibliográfica

La construcción de embalses para mitigar crecidas, aprovisionar la población en agua y regar las tierras agrarias es una práctica muy antigua, que se desarrolló extremadamente en las últimas décadas, causando una amenaza para el ecosistema fluvial tan preocupante, que varios científicos preconizan promover, en el interés social, regresar en varios casos a un régimen fluvial natural (Poff et al., 2010).

Varios son las ventajas y los inconvenientes de la construcción y del funcionamiento de un embalse. A fin de proponer un resumen completo de los diferentes impactos potenciales del embalse Rapel, se presenta en primer lugar los impactos ambientales comunes de embalses, aguas abajo y aguas arriba. Luego se detalla el fenómeno de eutrofización, sus causas y sus impactos ambientales y sanitarios. Seguidamente, se presenta el modo de operación de una central hidroeléctrica en hydropeaking y sus impactos potenciales en el ecosistema. Finalmente, se estudia el caso específico del embalse Rapel.

2.1 Impactos ambientales de embalses

2.1.1 Aguas abajo

En primer lugar, la presencia de un embalse es un obstáculo al escurrimiento natural del cauce. El funcionamiento en sí del embalse implica un cambio del régimen natural del escurrimiento y nunca permite restablecer dicho funcionamiento. Este cambio de régimen aparece como una de las variables del problema de mayor impacto (Souchon , 2011; Richter et al., 1996; Baran 2008). Además, la construcción y el funcionamiento del embalse causan un cambio drástico en la morfología del cauce y una inundación de la zona circundante que pueden desarreglar el ecosistema (Baxter, 1977; Williams et al., 1984; Morris et al., 1998).

La acumulación de sedimentos en el embalse puede tener impactos varios en el ecosistema. Por un lado, puede causar una carencia en sedimentos en la zona costal (Bergkamp *et al.*, 2000) pero también provoca una reducción en la concentración de sólidos suspendidos aguas abajo del embalse que puede tener efectos positivos (Morris *et al.*, 1998).

Dortch et al., (1992) indica que el caudal efluente del embalse requiere una reaeración. Se estima que el cauce requiere una distancia del orden de cientos de kilómetros aguas abajo para recobrar una calidad más natural.

Varios estudios mostraron el impacto negativo del embalse en la fauna aguas abajo, especialmente la ictiofauna, entre otras cosas, por culpa del cambio térmico del caudal efluente

(Olivares, 2008; Krause et al., 2005) o por culpa de la supersaturación del agua en nitrógeno u oxígeno (Baxter, 1977).

2.1.2 Aguas arriba

La presencia de un embalse cambia radicalmente el tiempo de retención natural del agua, lo que puede provocar una estratificación del agua en el embalse (Souchon et al., 2011; Morris et al., 1998), que tiene un impacto determinante en la calidad global del agua del embalse (Casamitjana et al., 2003; Olivares, 2008).

La calidad del agua del embalse también se ve afectada por la presencia de nutrientes, en un primer tiempo, cuando se inunda el terreno durante el llenado del embalse, a causa de la descomposición de la vegetación sumergida (Baxter, 1977) y luego por el aporte de nutrientes afluentes (Kennedy et al., 1990).

Cabe notar que la calidad del agua del caudal efluente puede ser muy diferente de la calidad dentro del embalse: el tamaño del embalse, la geomorfología del cauce, la altitud, la latitud y otros parámetros, tienen una influencia no despreciable (Bergkamp et al., 2000).

2.2 El fenómeno de eutrofización

2.2.1 Descripción del fenómeno, causas principales

El fenómeno de eutrofización se puede caracterizar por una credencia importante de algas causando un aumento en la ocurrencia de episodios de proliferación de cianobacterias tóxicas y una disminución en la abundancia de las especies (Scholten, 2005). Puede ocurrir en ambas aguas frescas y marinas. Este trabajo se enfoca en la eutrofización en los lagos y embalses. El fenómeno en aguas marinas ha sido principalmente estudiado en los casos de estuarios, porque la proliferación de algas puede ser un problema mayor en zonas costeras.

De manera más precisa, Ansari et al., (2011) indica que el fenómeno de eutrofización puede ser caracterizado por dos criterios distintos: en Europa, la concentración de nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) permite diferenciar entre una buena y mala calidad de agua mientras que en los Estados Unidos, la eutrofización se define a partir de la concentración de clorofila *a* y una baja saturación en oxígeno.

Las condiciones óptimas de proliferación de microalgas dependen principalmente de dos factores: la temperatura del agua y la concentración de nutrientes. Chorus et al., (1999) indica una temperatura mínima de 25°C para una tasa de crecimiento de cianobacterias máxima mientras que Hudnell et al., (2008) mencionan una temperatura mínima de 20°C. Ansari et al., (2011)

insiste en la influencia de las condiciones hidrodinámicas y añade que un clima caliente y húmedo asociado a una alta intensidad luminosa y una pequeña diversidad de las especies acuáticas importante también pueden facilitar la ocurrencia de eutrofización. Chorus et al., (1999) insiste en el papel primordial de la intensidad luminosa en el crecimiento de algas.

Jeppesen et al., (2015), Zohary et al., (2011) y Ansari et al., (2011) notan que un cambio brusco o prolongado del nivel del agua puede alterar profundamente el ecosistema del embalse y su balance. De hecho, este parámetro puede alterar la salinidad y el tiempo de retención dentro del embalse (Jeppesen et al., 2015) y generar episodios de eutrofización (Zohary et al., 2011). Ansari et al., (2011) precisa que en el caso de embalses sicilianos, una caída brusca del nivel del agua suele provocar una alteración de la termoclina que genera una amplificación del estado trófico del embalse, aumentando las probabilidades de proliferación de cianobacterias. Añade que el clima siciliano es muy parecido al clima del centro de Chile. Este análisis se ve profundizado por Bakker et al., (2016) que catalogan siete lagos o embalses que sufrieron de una proliferación de cianobacterias consecutiva a un descenso brusco y prolongado del nivel del agua.

Por otra parte, Rossel (2015) constata una reducción en la concentración de cianobacterias consecutiva a la reducción del nivel del embalse Rapel, producto de la relación que existe entre el nivel de agua en el embalse y el punto de inmersión de la corriente de turbidez afluente.

2.2.2 Evolución del fenómeno en el mundo y influencia de la actividad humana

Hudnell (2008) nota que se ha observado una ocurrencia cada vez más frecuente de este fenómeno en el mundo. Eso se puede explicar con un interés y una preocupación mayores por este fenómeno, por la multiplicación importante de zonas de agua permanente causada por construcción de presas que alteran las condiciones hidrodinámicas. De manera general, el aumento exponencial de la actividad humana parece ser la explicación más lógica de este fenómeno.

De hecho, para Ansari et al., (2011) las causas principales de la eutrofización de aguas frescas son de cuatro tipos:

- el cambio climático que causa un aumento en la temperatura del agua y causa una alteración en los caudales afluentes y efluentes del lago.
- la contaminación del lago con el uso más y más común de fertilizante compuesto de nitrógeno y fósforo, por los residuos de explotaciones agrícolas, y la presencia creciente de detergentes en las aguas frescas que puede contribuir hasta un 50% de los aportes cotidianos en fósforo.
- las operaciones de extracción de agua.
- el uso recreativo del lago y las actividades de turismo.

2.2.3 Consecuencias ambientales

La eutrofización de un lago puede tener consecuencias dramáticas en las especies locales. Entre otros, puede causar la obstrucción de las branquias de los peces, provocar una intoxicación de las especies, y crear condiciones de asfixia si el fenómeno de eutrofización se ve acompañado de una hipoxia del lago (Ansari et al., 2011). Este fenómeno corresponde a una reducción drástica de la concentración de oxígeno disuelto y puede tener consecuencias dramáticas para la vida acuática. El peor caso de hipoxia, cuando la concentración de oxígeno disuelto de un lago es de 0 mg/L se llama anoxia. Se estima que las condiciones de anoxia que existen en algunas partes del mar Báltico ha provocado una pérdida de 3 millones de toneladas de biomasa macro fauna (Ansari et al., 2011).

También Diaz (2001) presenta una lista no exhaustiva de casos de sistemas acuáticos afectados por hipoxia o anoxia y las consecuencias en los peces y la población béntica.

Diaz (2001) y Friedrich et al., (2014) indican que una concentración de oxígeno disuelto inferior o parecida a 2mg/L indica una situación de hipoxia. Según Nürnberg (2004), una concentración de oxígeno disuelto inferior a 2 mg/L, un metro sobre los sedimentos, corresponde a una situación de anoxia.

2.2.4 Consecuencias sanitarias

Las consecuencias sanitarias de una contaminación del agua por proliferación de micro algas y específicamente de cianobacterias son diversas. Hudenll (2008) nota varias ocurrencias de eutrofización causando incomodidades, por ejemplo, un olor desagradable del agua. El problema se vuelve más serio cuando ocurre en un embalse dedicado a la producción de agua potable. De hecho, el consumo de agua contaminada por cianobacterias puede tener consecuencias dramáticas en el organismo. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer ha clasificado algunas microalgas como carcinógenas.

Chorus et al., (1999) presenta varios estudios, no sólo del impacto del consumo de cianobacterias, sino también de la exposición recreacional sobre la salud humana.

Por lo tanto, la Organización mundial de la salud definió un límite de alerta sanitaria moderada de 50 µg/L de concentración de cianobacterias en aguas con uso recreativo (Chorus et al., (1999).

2.3 La operación en hydropeaking

Para satisfacer las variaciones de demanda en electricidad, varias centrales hidroeléctricas adaptaron su modo de funcionamiento, alternando una operación mínima o nula con valores altos de potencia en un periodo corto de tiempo. Este tipo de operación fluctuante se denomina hydropeaking y permite generar una mayor rentabilidad (Olivares, 2008; Jones, 2014).

Pero, si se puede considerar imposible recrear un régimen de escurrimiento natural, se debe considerar el impacto primordial del régimen de descarga del embalse en la calidad del agua (Poff et al., 2010; Cushman, 1985). Bragg et al., (2005) propusieron varios métodos para mejorar el manejo de las descargas.

De hecho, una magnitud grande de caudal efluente y una alta fluctuación de las descargas afectan el ecosistema (Olivares, 2008; Meile et al., 2011) y la morfología del cauce (Hauer et al., 2013) aguas abajo.

Los impactos del hydropeaking sobre la calidad del agua son varios y matizados. Por un lado, la variación del caudal efluente, del nivel del agua y las fluctuaciones rápidas de calidad del agua efluente, pueden directamente causar la reducción de la productividad biótica aguas abajo (Cushman, 1985) y, por otro lado, mejorar la capacidad de mezcla del embalse y moderar el fenómeno de estratificación y de captación de nutrientes en el embalse. Las consecuencias para la fauna son principalmente negativas para los invertebrados bénticos (Moog, 1993) y para insectos y peces (Cushman, 1985). Sin embargo, Pellaud (2007), citando una tesis de Valentin (1995), indica la existencia de un comportamiento de adaptación al hydropeaking observado en peces que hace más complejo determinar el impacto real del hydropeaking en la ictiofauna. El impacto del régimen de descarga en el ecosistema queda con varias incertezas por causa de la complejidad de los fenómenos en acción, sin embargo uno puede considerar, como Poff et al., (2010) que “mucho queda por aprender, pero ya sabemos bastante para empezar”.

2.4 Un caso específico: el embalse Rapel

El embalse Rapel fue construido en 1968 con el objetivo principal de generar energía eléctrica. En el largo plazo, una actividad turística y de recreación se desarrolló para disfrutar del lago. El muro de la presa posee un largo de 350 [m] y una altura de 112 [m]. La central hidroeléctrica tiene una capacidad de 378 [MWh] y el caudal efluente máximo asociado es de 587 [m³/s]. Además, el agua se extrae entre las cotas 71 y 88 [m.s.n.m].

La existencia de actividades humanas e industriales en la zona agua arriba, con, por ejemplo, las crianzas de cerdos que siguen desarrollándose, lamentablemente amplificó problemas de eutrofización y de manera más general de la calidad de sus aguas que destacó un primer estudio de Vila et al., (2000). El estudio indicó la posibilidad que la contaminación del embalse, especialmente en cobre permitió limitar una eutrofización rápida del embalse y advirtió que la contaminación del embalse y la desoxigenación del hipolimnion durante el verano pudieran tener un impacto considerable en la calidad del agua del embalse en el futuro. También propuso dividir el embalse en tres cubetas diferentes con procesos físicos, químico-biológicos e hidrodinámicos distintos: la cubeta “el Muro”, la cubeta “Alhué” y la cubeta “Cachapoal” como se visualiza en la Figura 2.1:

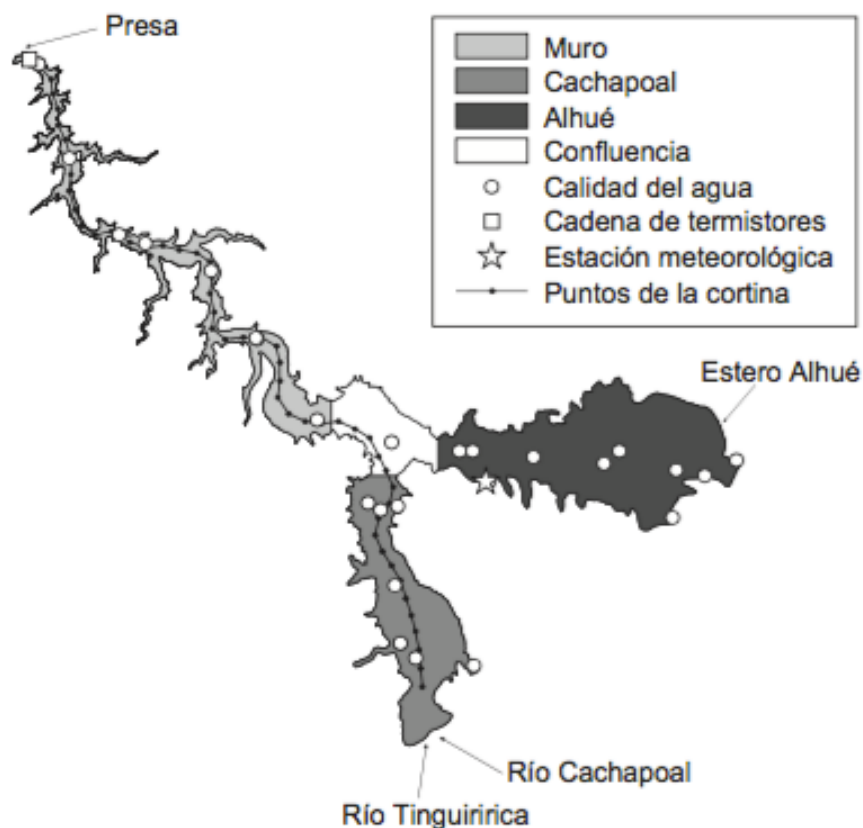


Figura 2.1: División del embalse Rapel en cubetas y puntos de medición y de simulación

Entre 2009-2010, el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción llevo a cabo una serie de muestras que permitieron a Rossel (2015) de calibrar y la validar su trabajo en ELCOM-CAEDYM. En la Figura 2.1 se visualizan la estación meteorológica, la cadena de termistores y los puntos de medición donde se tomaron las muestras. En particular, se utilizaron los datos de calidad del agua medidos por el EULA como datos de entrada de las simulaciones.

Además, se ven los puntos de la cortina de las simulaciones que corresponden a la ubicación de los perfiles verticales simulados por el modelo numérico ELCOM CAEDYM a lo largo del embalse.

La pertinencia de la división del embalse en tres cubetas se vio confirmado por el estudio de Martinez et al., (2003) que analizó los comportamientos físicos de cada cubeta y postuló un modelo conceptual de abundancia total de fitoplancton distinto para cada compartimento del embalse.

De la Fuente y Niño (2008) estudiaron y simularon exitosamente los procesos de mezcla horizontal (entre las diferentes cubetas), vertical y calidad del agua gracias al modelo DYRESM-CAEDYM. Una de las conclusiones del estudio fue que la operación de la central predomina en

la estructura termal y el transporte vertical en la cubeta del muro, confirmando la importancia de la operación hidroeléctrica en el ecosistema del embalse.

Ibarra (2015) enfatizó la influencia del hydropeaking en las variables hidrodinámicas mostrando que la termoclina depende de la profundidad de extracción del agua y de la frecuencia de descarga y que el hydropeaking permite mejorar la capacidad de mezcla vertical del embalse cerca del muro.

Guzmán (2013) estudió los efectos de la incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del embalse. Concluyó que las variables hidrodinámicas se veían mejoradas al imponer un caudal mínimo y al restringir los caudales turbinados máximos y, más importante, la frecuencia de fluctuación de caudal efluente.

Luego, Rossel (2015) estudió la calidad del agua del embalse a partir de un modelo ELCOM-CAEDYM y bajo diferentes caudales ecológicos y escenarios hidrológicos. En primer lugar, indicó que para el periodo de Noviembre 2009 hasta Marzo 2010, una operación de la central de tipo hydropeaking permite reducir de 6-9% la concentración de clorofila-a, destacando el impacto positivo de la operación en hydropeaking para reducir los riesgos de eutrofización. Sus resultados mostraron que el caudal ecológico solo tiene un impacto visible para un escenario hidrológico seco lo que se explica porque la reducción de la concentración de cianobacterias tiene más que ver con la reducción del nivel del embalse que con la menor fluctuación que imponía el caudal ecológico: un nivel del embalse bajo permite una alta concentración de sólidos suspendidos y entonces una reducción de la disponibilidad de luz para el fitoplancton. Rossel (2015) también construyó un índice y una cortina de puntos de interés asociada que permite evaluar la amplitud de la eutrofización del embalse en función del tiempo. Este índice tiene la gracia de englobar la carga de nutrientes y las forzantes externas que controlan el crecimiento de microalgas. Las celdas de la cortina que eligió son relevantes porque tienen un tiempo de retención muy alto y entonces son los más susceptibles de favorecer el crecimiento de algas.

Todos estos estudios tienen en común trabajar con periodos estacionales para los modelos. El impacto a largo plazo del funcionamiento de la central empezó a estar estudiado recientemente por Carpentier (2016), que completó las conclusiones de Ibarra et al., (2013), mostrando un mejoramiento a largo plazo de la capacidad de mezcla del embalse operando con hydropeaking, provocando una destratificación anticipada del embalse. Además, indicó que un caudal ecológico mínimo permite siempre entregar energía, mientras que puede ocurrir varios periodos de operación nula sin esta restricción. También el hydropeaking provoca un empeoramiento de los indicadores hidrológicos intradiarios.

Aunque Carpentier (2016) estudió ampliamente el impacto de las condiciones hidrológicas y del funcionamiento de la central en las condiciones hidrológicas del embalse, no se ha estudiado las consecuencias de estos parámetros en la calidad del agua del embalse a largo plazo, en cuanto a la anoxia y a la eutrofización del embalse.

3 Modelación numérica ELCOM-CAEDYM

3.1 Escenarios escogidos

Se propone analizar el impacto del modo de funcionamiento de la central hidroeléctrica del embalse Rapel bajo diferentes condiciones hidrológicas, a fin de acercarse de casos reales. Se busca estudiar las diferencias de resultados entre varios escenarios, para determinar un camino de reflexión útil y relevante para mejorar el funcionamiento de la central, en cuanto al ecosistema local. Por consiguiente, se construyen seis escenarios distintos representando seis asociaciones diferentes de modo de operación de la central y de condiciones hidrológicas.

3.1.1 Periodo de simulación

El periodo que se decide simular corresponde a los 30 meses entre el 01 de Enero 2011 y el 30 de Junio 2013. Corresponde al periodo estudiado por Carpentier (2016) que provee datos meteorológicos y hidrodinámicos asociados validados.

3.1.2 Escenarios hidrológicos

La operación de una central hidroeléctrica y la gestión del agua de un embalse pueden variar con la cantidad de agua disponible y las condiciones meteorológicas, en otras palabras la hidrología. Datos hidrológicos existen para el periodo considerado, pero el funcionamiento de la central y las variables hidrodinámicas y de calidad del agua correspondientes al caso real, dependen tremendamente de estos datos. A fin de proponer un estudio exhaustivo que no queda dependiente de los datos reales y para analizar un amplio espectro de escenarios hidrológicos diferentes con casos extremos, se definen tres escenarios hidrológicos distintos: seco, normal y húmedo, que corresponden respectivamente a una probabilidad de excedencia del caudal medio anual de 20%, 50% y 90%. Estos escenarios hidrológicos se desprenden de los estudios realizados por Olivares et al., (2015) y Carpentier (2016), y corresponden a los años 1986-1987, 1969-1970, 2007-2008, respectivamente.

3.1.3 Modo de operación de la central

El modo de operación real de la central hidroeléctrica del embalse Rapel es una operación en hydropeaking. Este modo de funcionamiento tiene como ventaja de ser de menor costo de operación del sistema de generación, pero este tipo de operación puede causar o empeorar varios impactos negativos en el ecosistema aguas debajo de la presa. Con el propósito de atenuar los problemas ambientales que genera este tipo de operación, se quiere implementar algunas

restricciones ambientales saludables para el ecosistema aguas abajo y estudiar las consecuencias en el ecosistema aguas arriba de la presa, por el estudio del fenómeno de eutrofización para cada escenario hidrológico presentado y bajo dos condiciones de funcionamiento de la central, con restricciones ambientales y para una operación hydropeaking sin restricciones.

Las restricciones ambientales se definen por la combinación dos parámetros convincentes: un caudal efluente mínimo (CEM) y una tasa de cambio de caudal efluente máximo (TCCM).

El caudal mínimo debe ser expulsado del embalse sin tener en consideración el nivel del agua dentro del embalse o si la central esta funcionando o no,

$$\forall t, Q_{ef}(t) \geq CEM \quad (3.1)$$

donde Q_{ef} es el caudal efluente emitido por el embalse.

El caudal efluente mínimo se desprende del estudio de Carpentier (2016) que escogió un CEM correspondiente al 20% de la mediana mensual del flujo.

La tasa de cambio de caudal efluente máximo define la máxima diferencia absoluta que puede haber entre el caudal turbinado al tiempo t y al tiempo $t-1$:

$$\forall t, Q_{ef}(t) - Q_{ef}(t - 1) \leq TCCM \quad (3.2)$$

$$\forall t, Q_{ef}(t) - Q_{ef}(t - 1) \geq -TCCM \quad (3.3)$$

La TCCM se define a partir del estudio de Carpentier (2016) y corresponde al 6% de la mediana mensual del flujo. Esta combinación de restricciones se escogió porque acopla una mejora considerable de los indicadores hidrológicos y un bajo incremento del costo total del sistema.

Por lo tanto, estas restricciones ambientales imponen una operación de la central muy distinta de la operación inicial en hydropeaking, se puede observar esta diferencia en el gráfico siguiente que presenta los caudales efluentes obtenidos desde el 10 de Septiembre 2011 y el 16 de Septiembre 2011, para condiciones hidrológicas normales.

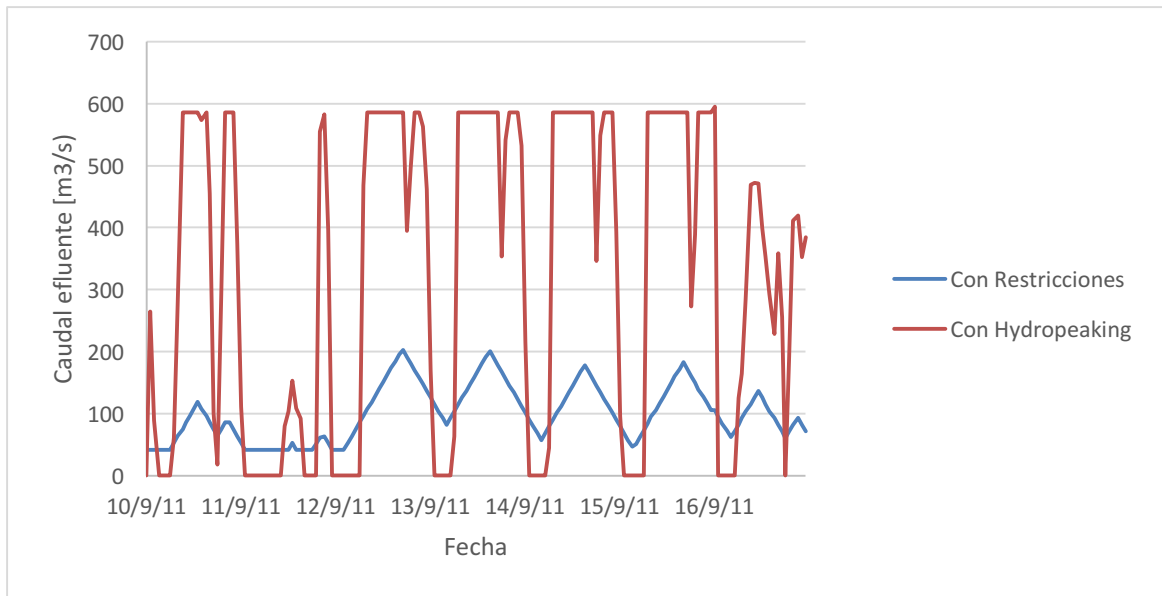


Figura 3.1: Caudales efluentes con restricciones ambientales y con hydropeaking bajo condiciones hidrológicas normales.

En la Figura 3.1, se observa en la curva con hydropeaking una variación del caudal efluente muy alta con cambios de caudales tremendamente bruscos y valores máximo y mínimo extremos que corresponden al máximo y mínimo potencial que puede emitir la central. Al contrario de la operación con restricciones ambientales que presenta variaciones más suaves del caudal efluente.

Se presentan a continuación en la Tabla 3.1 los escenarios escogidos con el numero correspondiente.

Tabla 3.1: Presentación de los escenarios considerados.

| | Años secos | Años normales | Años húmedos |
|-------------------|------------|---------------|--------------|
| Con restricciones | Simu 1 | Simu 2 | Simu 3 |
| Hydropeaking | Simu 4 | Simu 5 | Simu 6 |

3.2 Modelo ELCOM

ELCOM (Estuary and Lake Computer Model) es un modelo numérico 3D desarrollado por el Centre for Water Research (CWR) en los años 1990, que permite simular el comportamiento hidrodinámico temporal y espacial de un cuerpo de agua considerando forzantes hidrológicas y meteorológicas. Se aplica especialmente a cuerpos de agua estratificados y propone una simulación de los procesos de transporte y de interacción de los flujos físicos, biológicos y químicos a partir de la resolución de las ecuaciones de Navier-Stokes.

La particularidad de un modelo 3D es la gran precisión que permite obtener que es necesaria para analizar los efectos de las restricciones ambientales en caso de hydropeaking. Sin embargo, un

modelo 3D presenta una desventaja importante que es el tiempo necesario para correr las simulaciones. Carpentier (2016) precisa que para modelar las variables hidrodinámicas del embalse Rapel a largo plazo se necesitan 10 días.

3.2.1 Grilla del modelo

El espaciamiento horizontal es de 50 [m] x 50 [m], mientras que verticalmente se define un espaciamiento de 2 [m]. La grilla se compone de 351x400 (x,y) celdas en el plano y de 32 (z) celdas para el eje vertical. Esta grilla fue elaborada por Guzman (2013) y luego utilizada por Ibarra et al., (2013), Rossel (2015) y Carpentier (2016). Permite simular con precisión la evolución de las variables hidrodinámicas y de calidad del agua como lo demostraron Carpentier (2016) y Rossel (2015).

Se definen celdas de tierra que no pueden quedar sumergidas, que definen el contorno del embalse, celdas de interior que pueden contener agua o no y celdas de condiciones de borde que representan los puntos de entrada y de descarga del agua.

Para la entrada se definen dos perfiles transversales de celdas para modelar el estero Alhué y la confluencia de los ríos Cachapoal y Tinguiririca.

Finalmente se definen tres puntos de descarga de la central a la ubicación de las tres turbinas de la central y se definen tres grupos de celdas para representar el vertedero de la central.

3.2.2 Datos de entrada

El modelo numérico necesita la implementación de varios datos de entrada para funcionar correctamente. Se entregan datos meteorológicos, caudales efluentes y su temperatura, caudales afluentes y su temperatura y un perfil de temperatura inicial en la zona cerca del muro.

3.2.2.1 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos se obtuvieron a partir del estudio de Carpentier (2016). Fueron obtenidos a partir del reanálisis atmosférico “ERA Interim, Daily” y consiste en series de datos cada 6 horas en una grilla espacial de 0.703°E x 0.702°N.

Un punto de la grilla se ubica sobre el embalse y se consideró los datos meteorológicos de este punto representativos para todo el embalse. Se obtuvieron los datos siguientes: temperatura del aire 2 metros sobre la superficie, temperatura de rocío a 2 metros sobre la superficie, cobertura de nubes baja, media y alta, presión atmosférica y velocidad del viento 10 metros sobre la superficie.

Se interpolaron estos datos a un nivel horario a partir de dos formas de interpolación: Carpentier (2016) utilizó interpolaciones en base a series de Fourier para la temperatura del aire y la temperatura de rocío. El resto de los datos se interpoló linealmente.

Para funcionar, ELCOM necesita datos de temperatura del aire a 2 metros sobre la superficie, de presión atmosférica, de humedad relativa, de radiación solar y de velocidad del viento. Carpentier (2016) calculó los datos de humedad relativa a partir de la temperatura de rocío y la temperatura de aire y la radiación solar a partir de la cobertura de nubes.

3.2.2.2 Caudal efluente

Los caudales efluentes se desprenden del estudio de Carpentier (2016), que los obtuvo mediante un modelo MIPUC para cada escenario definido. El caudal efluente considera el caudal de operación de la central que luego se divide entre las tres turbinas definidas y el caudal vertido que también se divide entre tres salidas.

3.2.2.3 Caudal afluente

Los caudales afluentes también se obtienen a partir del estudio de Carpentier (2016) que los obtuvo mediante un balance de volumen del embalse ajustado para considerar la evaporación. Para asegurar un balance de volumen correcto, se corrigieron los caudales afluentes para que el promedio mensual sea igual al promedio mensual de los caudales afluentes utilizado en el modelo MIPUC (Mixed Integer Programming Unit Commitment) que permite simular la programación a corto plazo de la operación de centrales hidroeléctricas. Sin embargo se conserva la variabilidad del caudal afluente que existió realmente. Eso permite obtener datos coherentes con la realidad que permiten estudiar la reacción del embalse bajo tres condiciones hidrológicas muy diferentes.

Se entregan dos caudales afluentes: uno para el estero Alhué y otro para la confluencia Cachapoal/Tinguiririca.

3.2.3 Datos de salida

ELCOM provee al usuario con una gran cantidad de variables hidrodinámicas para cada celda del modelo. Para simplificar la síntesis de los datos y presentar una selección comprensible y lógica, se elige estudiar por una parte los resultados de una celda localizada cerca del muro, que corresponde a la zona la más sensible a la operación de hydropeaking, porque está ubicada cerca del punto de extracción del agua por la central (Carpentier, 2016) y por otra parte la evolución de las variables hidrodinámicas relevantes a lo largo de la cortina definida anteriormente. Las

variables hidrodinámicas que se propone estudiar son la temperatura del agua y el nivel del agua que presentan un impacto potencial en el fenómeno de eutrofización, según la revisión bibliográfica.

3.3 Módulo CAEDYM

El modelo ELCOM presenta un módulo de simulación de calidad del agua CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem DYnamics Model) que se puede asociar al modelo ELCOM para simular no sólo las variables hidrodinámicas del cuerpo de agua sino también la evolución de la calidad del agua (Hodges and Dallimore, 2010). A partir de la resolución de las ecuaciones de transporte y de reacción, CAEDYM permite simular los ciclos del C, N, P, oxígeno disuelto (OD) y Si junto con sólidos suspendidos, fitoplancton y optativamente zooplancton, peces, bacterias, medusas y patógenos. En este estudio se utiliza un modelo conceptual simplificado de Rossel y de la Fuente (2015), compuesto por fitoplancton (cianobacterias, diatomeas, clorófitas) zooplancton, además de nutrientes y otros compuestos bioquímicos.

3.3.1 Datos de entrada

Para simular los ciclos enunciados anteriormente, el modelo CAEDYM requiere la entrega de algunos valores iniciales de parámetros importantes y cuando se puede, una estimación de la evolución de algunos parámetros en el tiempo.

3.3.1.1 Condiciones iniciales

Se entregan las condiciones iniciales siguientes: 14 perfiles de temperatura medidos en los puntos que corresponden a la cadena de termistores visible en la Figura 2.1 y 6 perfiles de calidad del agua también visibles en la Figura 2.1. Estos datos se desprenden de la campaña de mediciones que realizó el Centro de Ecología Aplicada y EULA-Chile de la Universidad de Concepción, entre 2009 y 2010. Por lo tanto, estas mediciones no corresponden a mediciones de temperatura y de calidad del agua para el 01 de Enero 2011 sino para Enero 2010, pero se asumen parecidos.

Los perfiles de calidad del agua incluyen valores iniciales de la concentración de sólidos suspendidos, en NH₄, en NO₃, en nitrógeno orgánico disuelto, en nitrógeno orgánico particulado, en oxígeno disuelto, fósforo orgánico disuelto, fósforo orgánico particulado, diatomeas, cianobacterias, clorofila, carbón disuelto inorgánico y pH.

3.3.1.2 Calidad del agua

CAEDYM necesita la entrega de informaciones en cuanto a la calidad del agua de los caudales afluentes y efluentes.

Se considera la temperatura del caudal efluente igual a 20°C debido a que tiene un impacto despreciable sobre la calidad del agua del embalse (Carpentier, 2016).

Carpentier (2016) calculó la temperatura del caudal afluente en base al promedio de la temperatura ambiente de los últimos 7 días, según los coeficientes calculados por Antenucci (1996).

Debido a la alta variabilidad de las mediciones de calidad del agua de un día a otro se decide calcular un promedio de los datos medidos por el EULA entre 2009 y 2010 para la calidad del agua cerca de la entrada de cada cubeta del embalse. Para respetar la calibración llevada a cabo por Rossel (2015) del modelo CAEDYM, se ponderan los valores obtenidos por un factor igual a 0.8.

Por eso, se consideran como datos de entrada de las simulaciones valores constantes para los afluentes Cachapoal y Alhué.

3.3.2 Datos de salida

Se elige estudiar los datos de salida de calidad del agua de una celda cerca del muro y de la cortina definida anteriormente. Se escoge estudiar los datos de calidad del agua siguientes: la concentración de clorofila-a de tipo cianobacterias, tipo de clorofila-a dominante en el embalse (Rossel, 2015), la concentración de nutrientes N y P y la concentración de oxígeno disuelto.

3.3.3 Consideraciones

ELCOM-CAEDYM es un modelo numérico preciso, poderoso y por lo tanto necesita periodos de simulación largos para correr los modelos. Se necesitan por lo menos 10 días para correr uno de los seis escenarios considerados en su integralidad. Un error recurrente en Enero 2013, en el caso del escenario 1, cuando el nivel del embalse disminuye mucho, por lo que fue necesario cambiar un poco la batimetría para esta simulación específica. Además, el análisis de la variación de la temperatura de la superficie del embalse presenta algunas bajadas que parece indicar una inestabilidad del modelo en este escenario. Un análisis más profundo de la implementación de restricciones ambientales en el caso de condiciones hidrológicas secas, permitiría clarificar este punto.

Para evaluar la amplitud de los episodios de eutrofización se estudia una cortina (visible en la figura 1) de resultados simulados que va desde el inicio de la cubeta Cachapoal hasta el muro. Se usa un índice desarrollado y utilizado por Rossel (2015), que considera la concentración de clorofila-a que pertenece al grupo de cianobacterias y se define, para cada tiempo, como el promedio en distancia de los máximos valores de cada perfil vertical modelado:

$$Ind(t) = \frac{\sum_{n=n_i}^{n_f} C_{n,t}}{n_f - n_i} \quad (3.4)$$

donde $C_{n,t}$ denota la máxima concentración de clorofila-a del grupo de cianobacteria, en el tiempo t y en el perfil vertical n -ésimo de la cortina definida; n_i y n_f representan el perfil vertical inicial y final, que es usado para el cálculo de $Ind(t)$.

4 Resultados obtenidos

Las simulaciones corridas proveen una cantidad importante de resultados, que necesitan una selección para presentarlos de manera lógica y ordenada. El estudio se fija en la influencia de dos parámetros claves (las condiciones hidrológicas y el tipo de operación de la central) en la ocurrencia y la amplitud de los fenómenos de eutrofización y sus consecuencias en el ecosistema del embalse.

En consecuencia, los resultados se presentan en forma de comparación entre las simulaciones 1, 2 y 3 y 4, 5 y 6, en un primer tiempo, para analizar el impacto de la hidrología frente al mismo tipo de funcionamiento; y en una segunda parte, se comparan las simulaciones 2 y 5 y 3 y 6 para evaluar la incidencia del tipo de funcionamiento bajo condiciones hidrológicas idénticas. La simulación 1, presentando resultados probablemente causados por una inestabilidad del modelo, se analiza en una parte independiente.

En primer lugar se presenta un análisis preliminar global, para obtener una visión general del fenómeno en los seis casos estudiados. Luego, se discute la validez de los resultados obtenidos para el escenario 1. Después se examina la influencia de las condiciones hidrológicas y del funcionamiento de la central en algunos parámetros claves en el fenómeno de eutrofización ya presentados en la revisión bibliográfica.

Finalmente se estudia la anoxia del embalse en caso de operación en hydropeaking en función del escenario hidrológico escogido y luego, en el caso de condiciones hidrológicas normales y húmedas, se estudia la influencia del modo de operación de la central elegido.

4.1 Análisis preliminar

La eutrofización de un lago o en un embalse es un fenómeno natural que se puede ver acelerado por la actividad humana. La eutrofización puede servir como parámetro del estado ecológico del embalse y las consecuencias de una eutrofización amplia son desarrolladas en la revisión bibliográfica. El fenómeno se caracteriza por un aumento dramático de la concentración de fitoplancton. Se estudia en un primer tiempo la evolución temporal de la concentración de fitoplancton en la zona del muro de la presa en función de la profundidad del agua y se grafican los resultados para cada simulación a continuación. Se elige una concentración máxima de 50 $\mu\text{g/L}$ en el la barra de color para destacar las ocurrencias de eutrofización presentando una alerta sanitaria moderada según la OMS (World Health Organization, 2003).

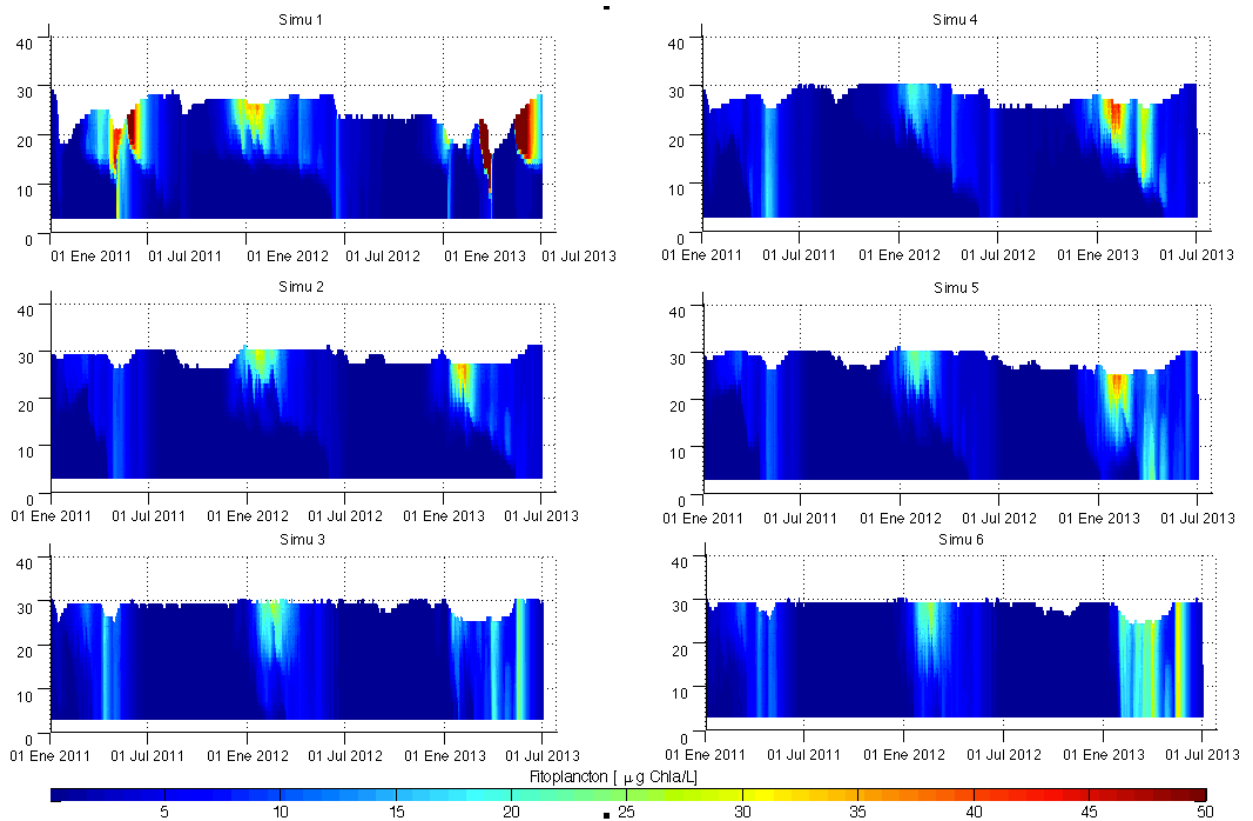


Figura 4.1: Concentración simulada de fitoplancton en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 1, 2, 3, 4, 5 y 6.

La Figura 4.1 presenta un aumento de la concentración de fitoplancton en el verano-otoño 2011, 2012 y 2013 para cada escenario indicando un fenómeno estacional usual del embalse.

Sin embargo, los gráficos presentan episodios de eutrofización más amplios y prolongados en condiciones hidrológicas secas (Simu 1 y Simu 4) que en condiciones hidrológicas normales (Simu 2 y Simu 5) y húmedas (Simu 3 y Simu 6). De manera general, se puede decir que las condiciones hidrológicas son preponderantes en el fenómeno de eutrofización del embalse Rapel y que parece poco probable una eutrofización preocupante en la zona del muro del embalse en año normal o húmedo. Además, se observa que el fitoplancton suele crecer a la superficie del agua, donde la disponibilidad de luz es mayor.

Cabe poner énfasis en el escenario 1, que presenta varias ocurrencias prolongadas de eutrofización alarmante (color rojo-marrón) en otoño 2011, verano 2012 y otoño 2013.

Esta forma de presentar estos resultados no permite apreciar una diferencia significativa entre la operación de la central con y sin restricciones ambientales en años normales y húmedos, pero parecen mostrar un impacto dramático de las restricciones ambientales en caso de años secos.

Conseguidamente en la Figura 4.2 : Concentración media de fitoplancton y de cianobacterias en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 1, 2, 3, 4, 5, 6. permitiendo darse cuenta de la predominancia de las cianobacterias en las especies de fitoplancton.

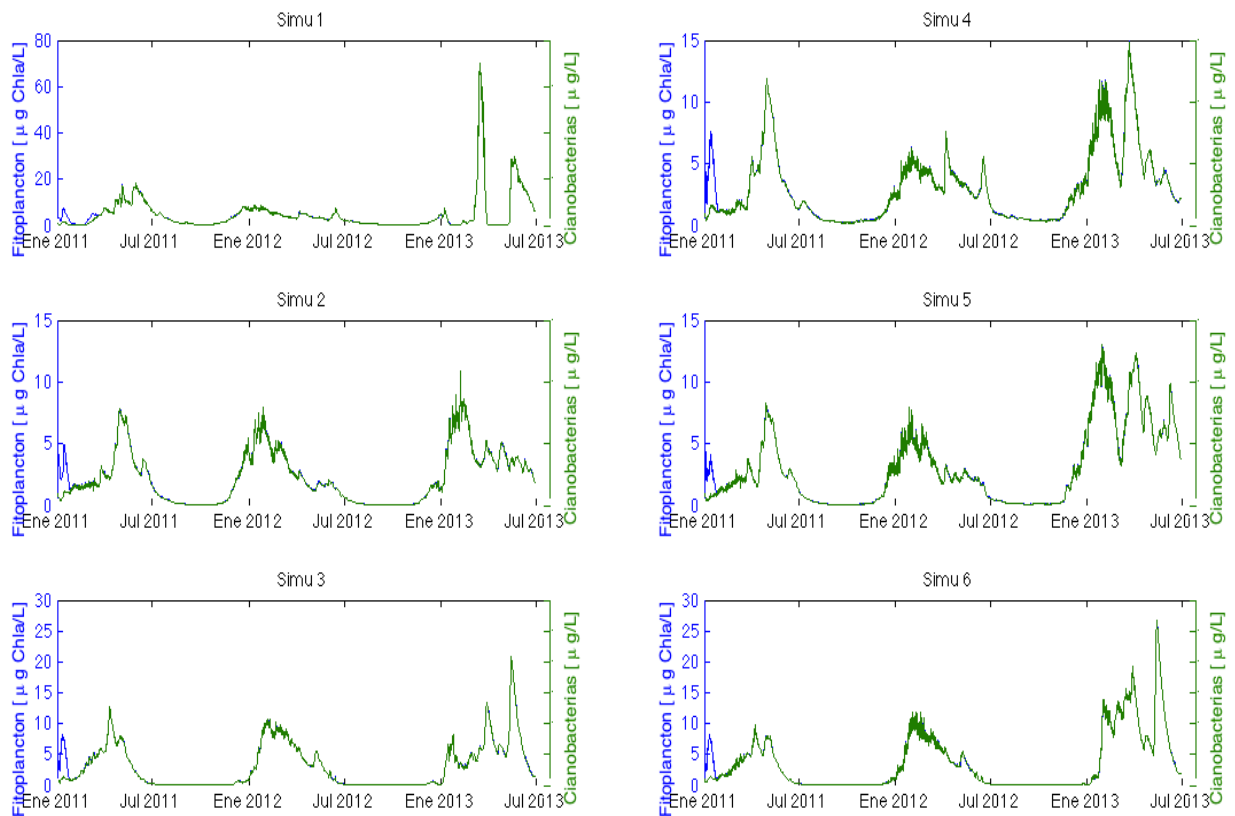


Figura 4.2 : Concentración media de fitoplancton y de cianobacterias en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 1, 2, 3, 4, 5, 6.

4.2 Análisis del escenario 1

La amplitud de la diferencia de eutrofización que se puede observar en la Figura 4.3 entre el escenario 1 y los otros escenarios, parece sorprendente y requiere un análisis más profundo del mecanismo que explica la eutrofización dramática que se obtiene en caso de años secos con restricciones ambientales.

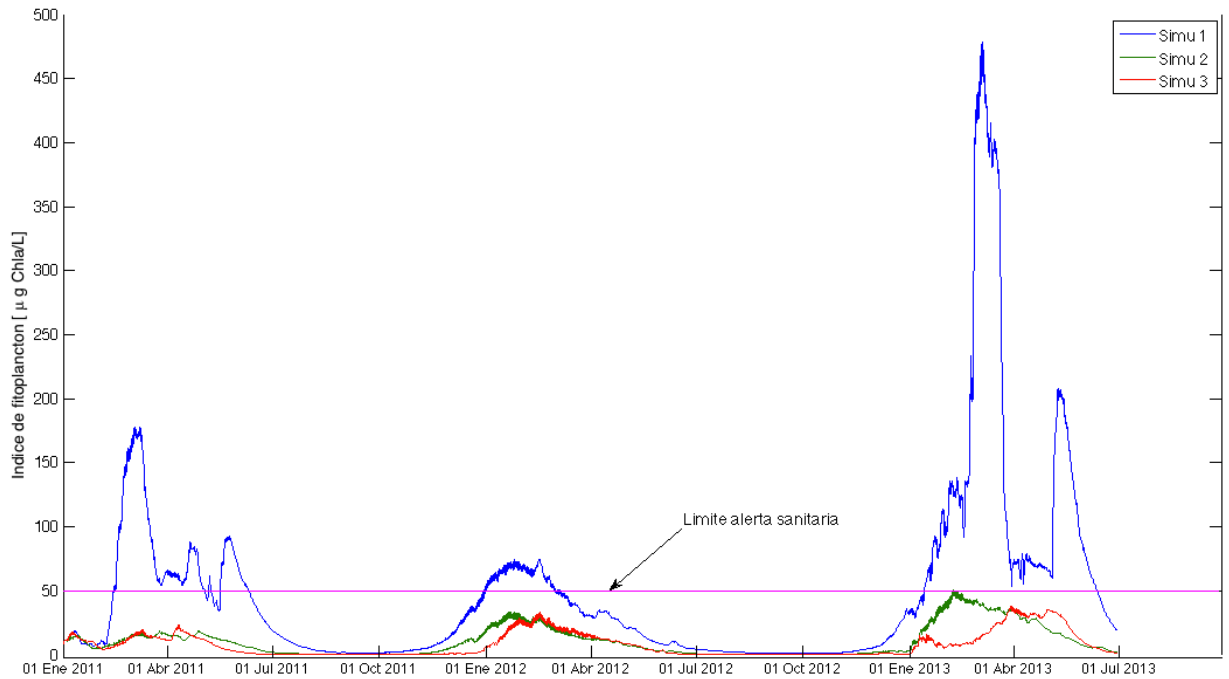


Figura 4.3: Evolución temporal del índice de fitoplancton, escenarios 1, 2 y 3.

En efecto, en la Figura 4.3: Evolución temporal del índice de fitoplancton, escenarios 1, 2 y 3, el escenario 1 presenta un aumento del índice desde Enero 2011 hasta Marzo 2011 y un valor de $90 \mu\text{g/L}$. Sigue después un periodo de variabilidad del índice que oscila por 3 meses entre $90 \mu\text{g/L}$ y $40 \mu\text{g/L}$. A partir de Junio, el índice empieza bajar hasta alcanzar casi $0 \mu\text{g/L}$ en Septiembre 2011. El índice empieza aumentar a partir de Octubre 2011 hasta Febrero 2012 cuando alcanza el valor de $70 \mu\text{g/L}$ antes de bajar hasta $0 \mu\text{g/L}$ en Septiembre 2012. Luego, se observa un aumento del índice a partir de Diciembre 2012. El aumento se amplifica a partir de Enero 2013 y el índice alcanza el valor de $480 \mu\text{g/L}$ al final de Febrero 2013. Su valor luego disminuye hasta $70 \mu\text{g/L}$ en Abril 2013 antes de aumentar otra vez en Mayo 2013 con un alcance de $200 \mu\text{g/L}$. A partir de este momento, el índice empieza bajar otra vez. El 30 de Junio 2013, su valor alcanza $20 \mu\text{g/L}$.

Los valores alcanzados por el escenario 1 son tremendamente altos en comparación con los escenarios 2 y 3, y como será mostrado en los siguientes párrafos, se asocia más con problemas de estabilidad numérica que con dinámica propia del sistema ambiental.

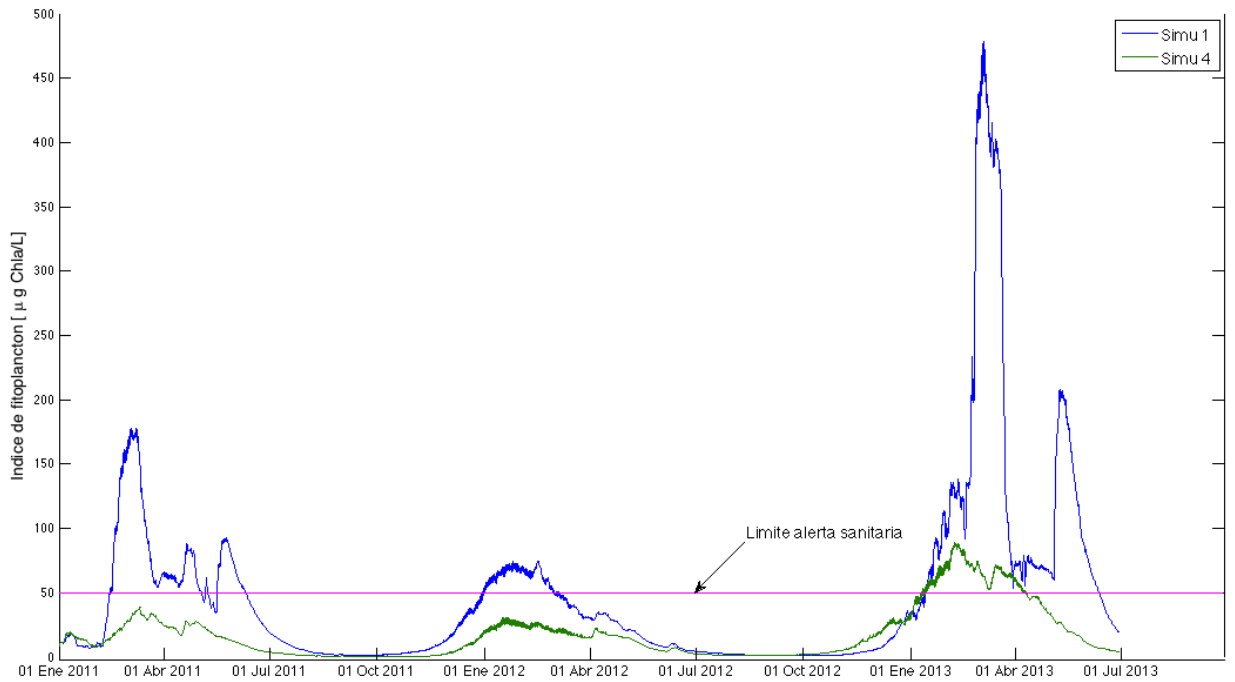


Figura 4.4: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 1 y 4.

Igualmente en condiciones hidrológicas secas, se nota una amplitud del índice de concentración de fitoplancton mucho más grande en el caso de episodios de eutrofización para el escenario 1 que para el escenario 4. Ni la operación de la central, ni las condiciones hidrológicas permiten explicar en primer análisis la amplitud del índice *Ind*. Para verificar si el modelo no presenta una inestabilidad, se decide comparar la evolución temporal de la temperatura de la superficie del agua del escenario 1 con los otros escenarios.

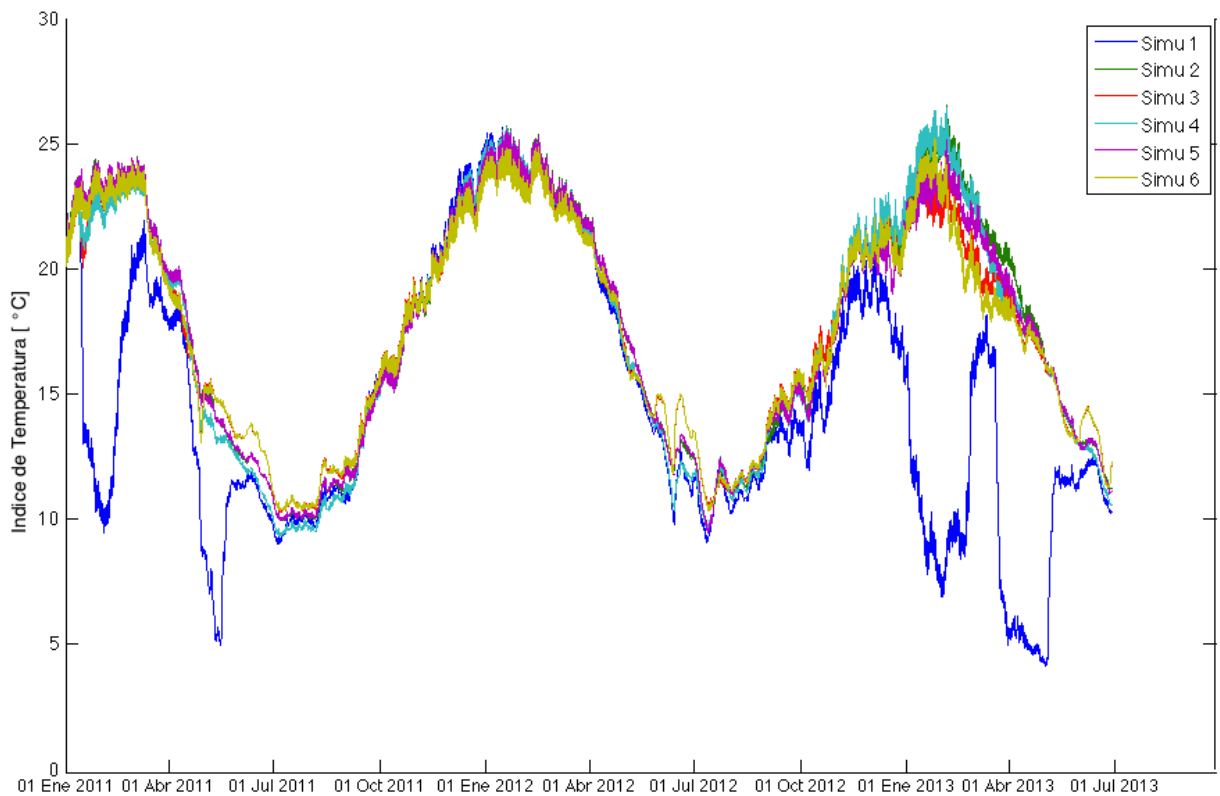


Figura 4.5: Evolución temporal de la temperatura de le superficie del agua, escenarios 1, 2, 3, 4, 5 y 6

En la Figura 4.5, el escenario 1 presenta varias caídas de temperatura bruscas que no ocurren en los otros escenarios: en Febrero 2011 la temperatura baja desde 25°C hasta 15°C en pocos días, antes de aumentar hasta 24°C en Marzo. Luego se nota una bajada de temperatura más brusca en Mayo 2011 en comparación con los otros escenarios. Además, en 2013 se ven 2 caídas bruscas sucesivas, una en Enero (desde 22°C hasta 10°C) y la otra en Marzo (desde 20°C hasta 6°C).

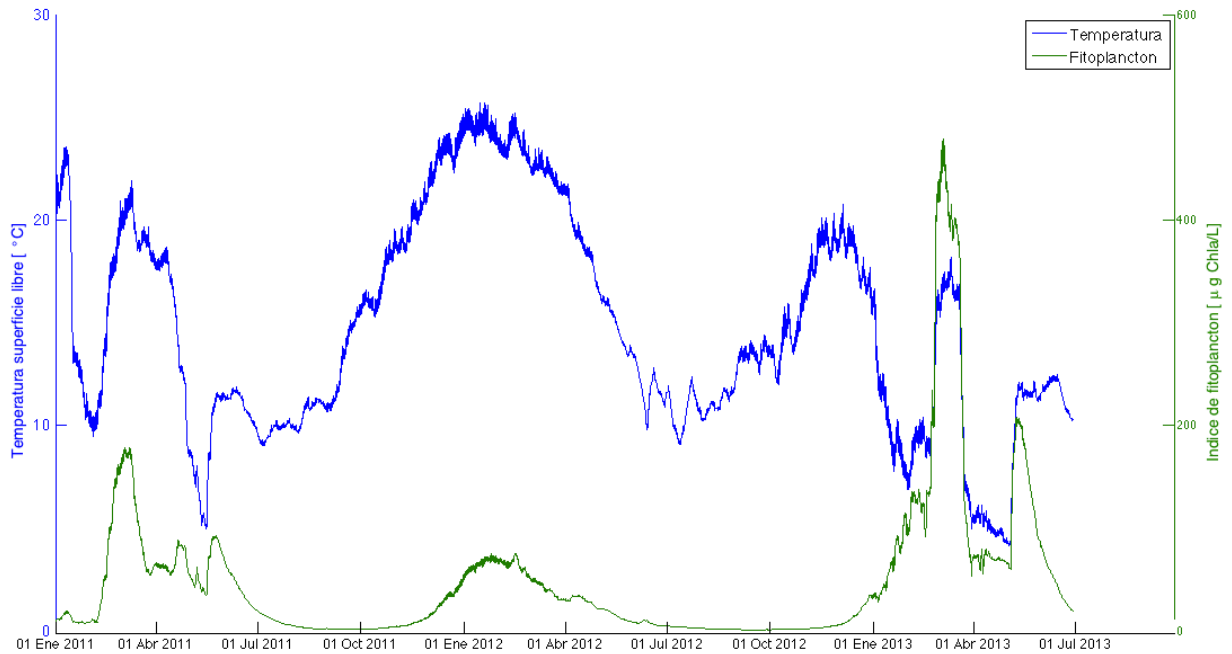


Figura 4.6: Temperatura máxima del agua y índice de la concentración de fitoplancton en función del tiempo, escenario 1.

En teoría la proliferación de fitoplancton se ve facilitada por un aumento de la temperatura y no por una bajada. Si los episodios de eutrofización suelen ocurrir en el verano-otoño, uno podría considerar que la proliferación de fitoplancton genera una capa de algas a la superficie del agua, bloqueando la luz e impidiendo el calentamiento del agua. Sin embargo, se observa en la Figura 4.6 que la bajada de temperatura ocurre antes de la proliferación de fitoplancton, en el verano 2011 y el verano 2013. Otra hipótesis sería que en la combinación de condiciones hidrológicas secas y de restricciones ambientales, la temperatura de la superficie del embalse se ve largamente afectada por la temperatura del afluente principal, el río Cachapoal. A continuación, en la Figura 4.7, se grafican la evolución temporal de la temperatura de la superficie del embalse en la zona cercana al muro, y la temperatura del caudal afluente Cachapoal entre Enero 2011 y Junio 2013.

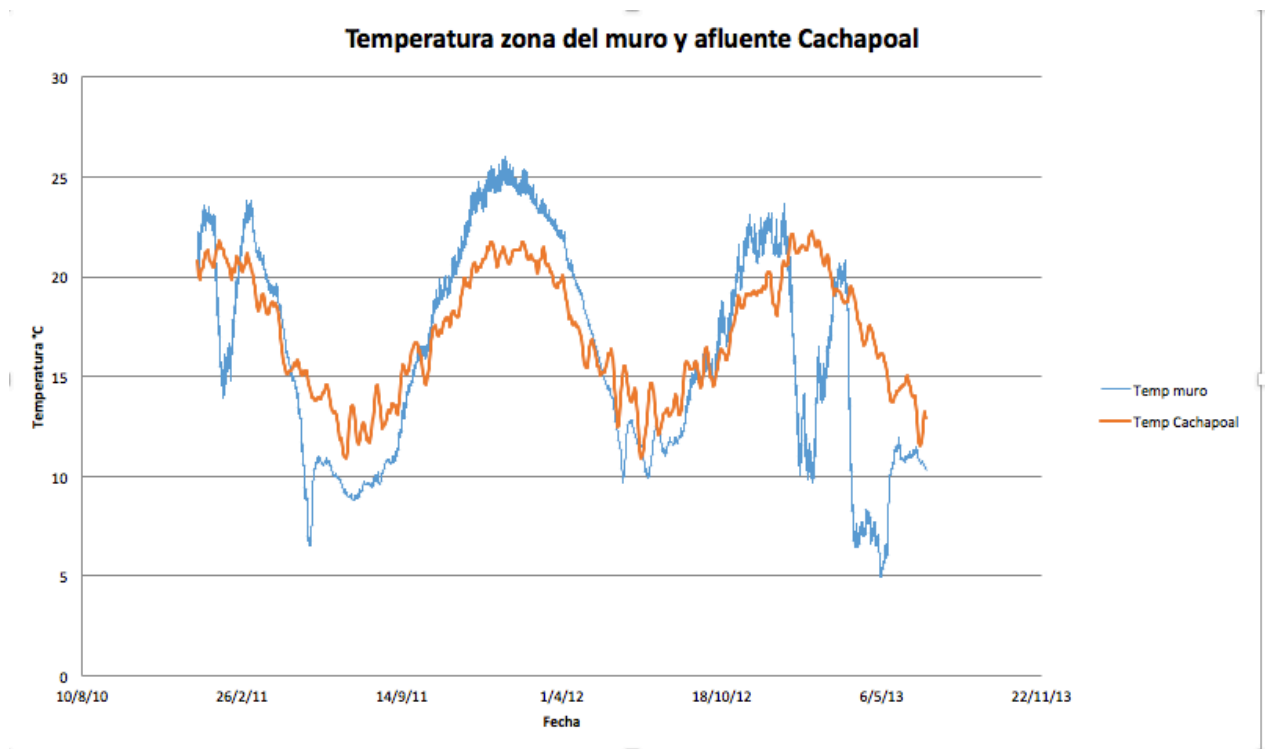


Figura 4.7: Evolución temporal de la temperatura de la superficie del agua del embalse, en la zona del muro, y del afluente Cachapoal, escenario 1.

Si bien se observa en la Figura 4.7 una evolución globalmente similar de las temperaturas consideradas, no se ve ninguna correlación entre las bajadas bruscas de la temperatura de la superficie del agua del embalse en el verano 2011, el verano 2013 y el otoño 2013 y la temperatura del caudal afluente.

El escenario 1 presenta varios resultados sorprendentes que no parecen tener una explicación científica racional a primera vista. La causa de estos resultados radica probablemente en una inestabilidad del modelo. Por consecuencia, no se considerarán los resultados del escenario 1 a continuación del análisis que se enfocará más en los escenarios hidrológicos normales y húmedos. Un análisis minucioso de la influencia del funcionamiento de la central hidroeléctrica del embalse Rapel con restricciones ambientales en caso de condiciones hidrológicas secas prolongadas permitiría completar este trabajo.

4.3 Eutrofización

Para afinar el análisis precedente, se quiere comparar la evolución temporal del indicador *Ind* utilizado por Rossel (2015), que representa el promedio en distancia de los máximos valores verticales modelados, y se propone analizar la influencia por una parte de las condiciones hidrológicas y por otra parte de la operación de la central hidroeléctrica.

4.3.1 Influencia de las condiciones hidrológicas

Ante todo, se estudia la influencia de las condiciones hidrológicas bajo el mismo modo de operación de la central, en primer lugar, en el caso de un funcionamiento con restricciones ambientales, y luego en el caso de hydropeaking. A tal efecto se comparan las simulaciones las simulaciones 2 y 3 (funcionamiento con restricciones ambientales), y luego 4, 5 y 6 (funcionamiento en hydropeaking).

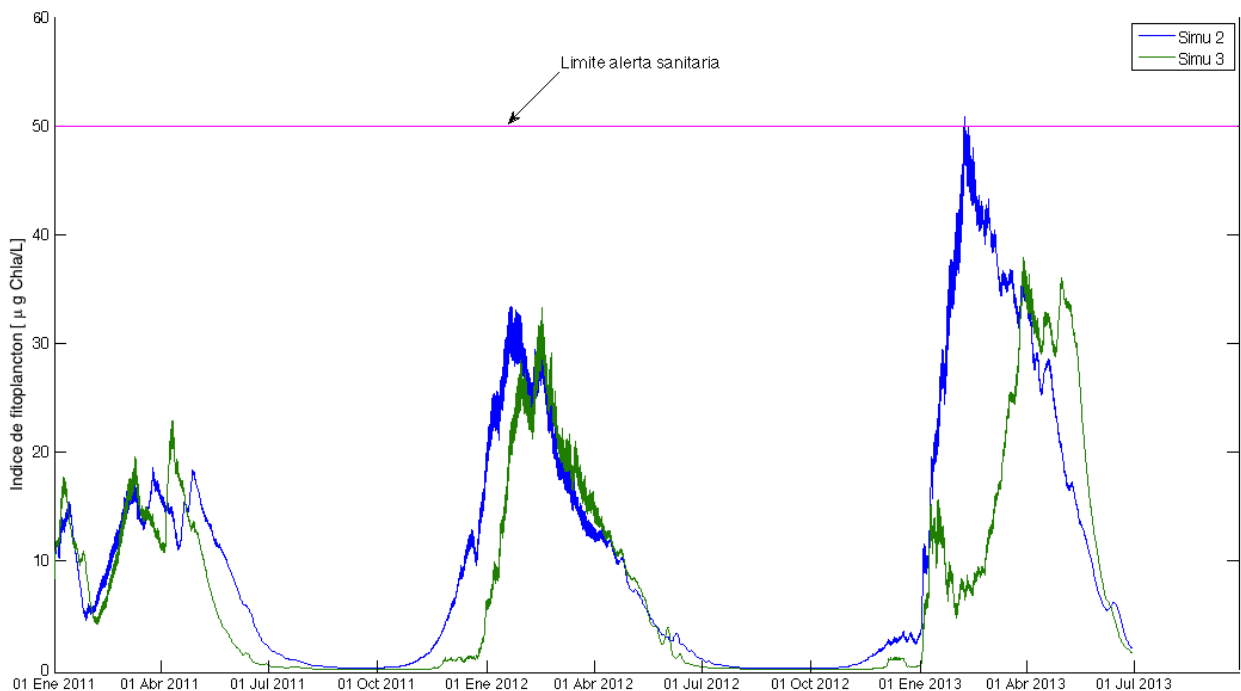


Figura 4.8: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 2 y 3.

La Figura 4.8 presenta la evolución del índice de concentración de fitoplancton definido anteriormente, para un funcionamiento de la central con restricciones ambientales para condiciones hidrológicas normales y húmedas.

El escenario 2 presenta una evolución del índice *Ind* regular y periódica: El índice *Ind* empieza a aumentar desde Enero 2011 hasta Marzo 2011 y con un valor alcanzado de 20 µg/L. El índice queda con un valor cercano a 20 µg/L hasta Mayo. A partir de Mayo, se observa una disminución lenta del índice hasta 0 µg/L en Abril. El índice empieza a aumentar de nuevo a partir de Noviembre 2011 hasta el fin de Enero 2012, con un alcance de 30 µg/L. Sigue después una disminución suave del índice. Entre Julio 2012 y Enero 2013, el índice presenta un valor despreciable. Se nota un aumento del índice a partir de Enero 2013 hasta Febrero

2013 cuando el índice alcanza 50 $\mu\text{g/L}$ antes de disminuir hasta el fin del periodo simulado. El 30 de junio 2013, presenta un valor de 5 $\mu\text{g/L}$.

El escenario 3 presenta una evolución del índice muy parecida al escenario 2. Las diferencias relevantes entre estos dos escenarios son un retraso del aumento del índice en el fin del año 2011 y en el otoño 2013, en el escenario 3 en comparación con el escenario 2. Además, en el otoño 2013, el valor máximo alcanzado por el índice es menos alto (40 $\mu\text{g/L}$) en el escenario 3. Los escenarios considerados presentan una alta periodicidad del aumento del índice: a partir del verano y durante el otoño el fitoplancton suele crecer hasta llegar un máximo entre el verano y el otoño. Luego el índice disminuye hasta alcanzar un valor cercano a 0 $\mu\text{g/L}$ en el invierno y la primavera.

El funcionamiento de la central con restricciones ambientales en condiciones hidrológicas normales y húmedas presenta valores máximos del índice bastante bajos (40-50 $\mu\text{g/L}$). De hecho, en los 30 meses simulados, el escenario 2 presenta un único episodio muy breve de eutrofización correspondiente a una alerta sanitaria moderada mientras que en el escenario 3, el *Ind* nunca alcanza el valor de 50 $\mu\text{g/L}$. Condiciones hidrológicas más húmedas permiten retrasar y atenuar la proliferación natural estacional de fitoplancton en la superficie del embalse.

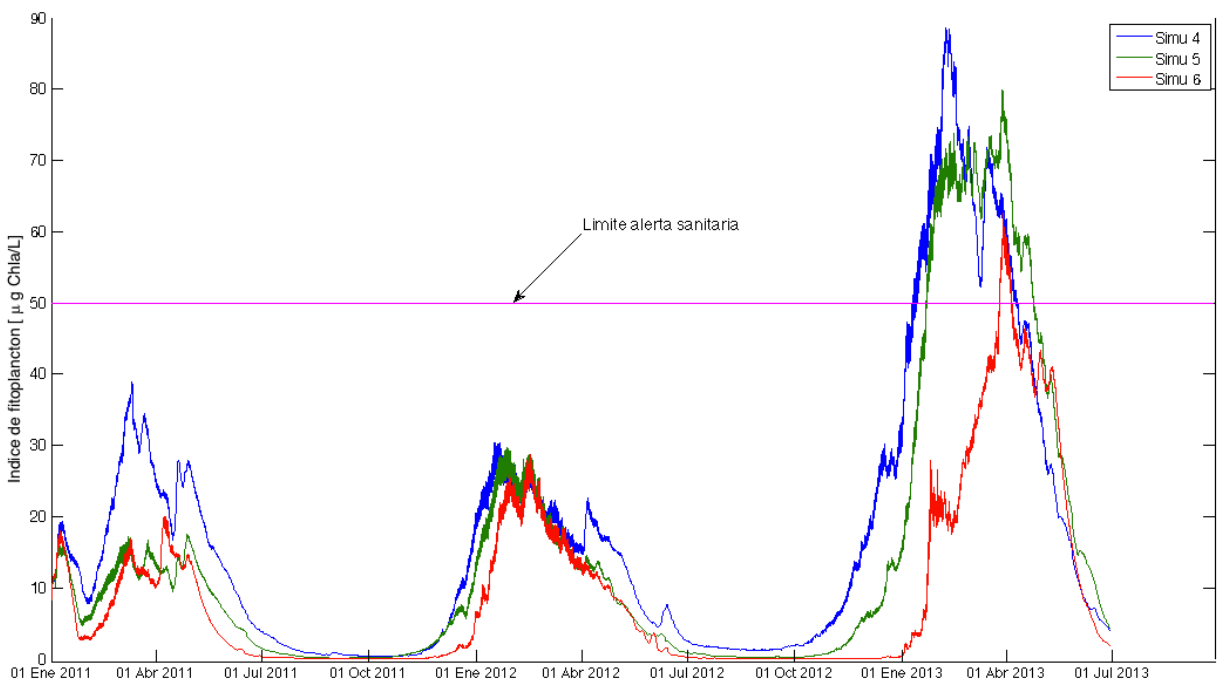


Figura 4.9: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 4, 5 y 6.

En la Figura 4.9, los escenarios 4, 5 y 6 presentan una evolución del índice de concentración de fitoplancton parecida a los escenarios 2 y 3: se observa la periodicidad del aumento de la concentración de fitoplancton. Se nota el retraso al crecimiento de fitoplancton y la limitación de la amplitud de la proliferación de algas que generan condiciones hidrológicas más húmedas, especialmente a largo plazo. El escenario 4 presenta valores máximos más grandes que el escenario 5 que también experimenta una proliferación de fitoplancton más amplia que el escenario 6.

De manera general, se puede deducir que condiciones hidrológicas húmedas permiten por una parte reducir el riesgo y la amplitud de episodios de eutrofización en el embalse Rapel además que retrasar la proliferación de fitoplancton.

4.3.2 Influencia del modo de operación de la central

A fin de evaluar el impacto de la implementación de restricciones ambientales en la calidad del agua del embalse, se presentan dos pares de escenarios de condiciones hidrológicas idénticas con un funcionamiento de la central distinto. Se menciona de nuevo que considerando que los resultados del escenario 1 son probablemente una consecuencia de una inestabilidad del modelo, se escoge no considerar este escenario en los análisis siguientes.

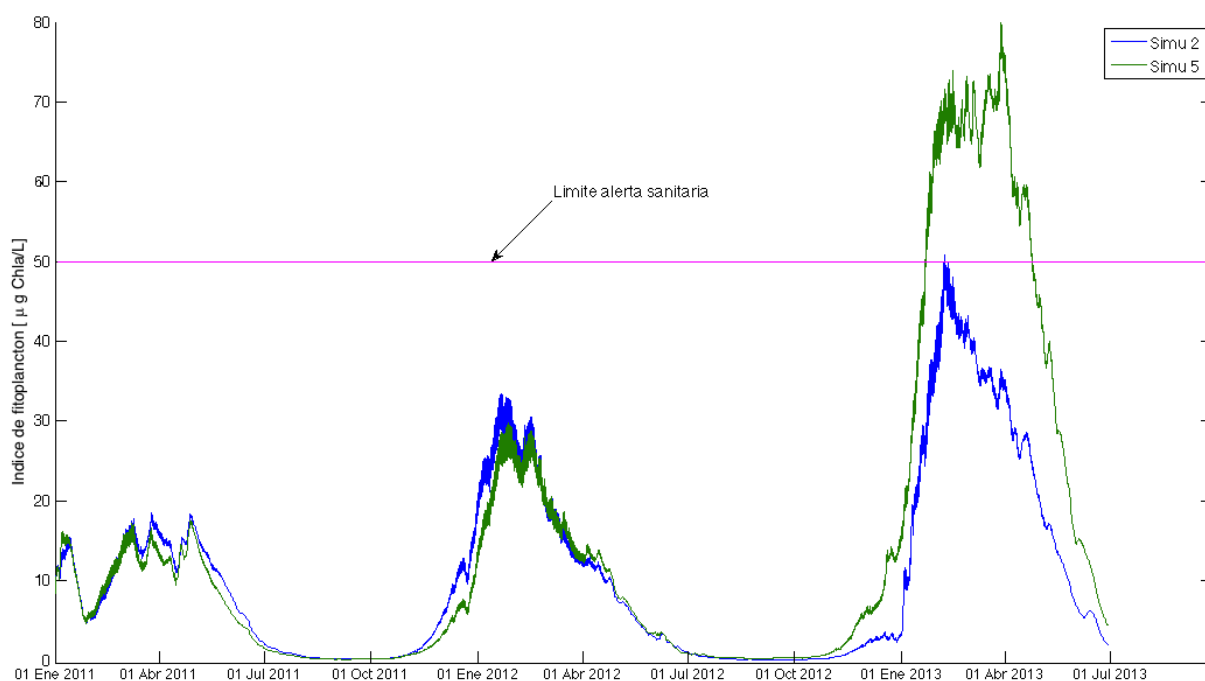


Figura 4.10: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 2 y 5.

La Figura 4.10 muestra que en condiciones hidrológicas normales, el tipo de operación de la central no parece tener un impacto significativo antes de 2013 cuando el escenario 5 presenta un episodio de eutrofización de 3 meses con un valor máximo del *Ind* de 80 $\mu\text{g/L}$ mientras que el escenario 2 alcanza el valor de 50 $\mu\text{g/L}$, de manera muy breve.

En condiciones hidrológicas normales prolongadas, la implementación de restricciones ambientales parecen tener un impacto positivo en el fenómeno de eutrofización en cuanto a su duración y su amplitud a largo plazo.

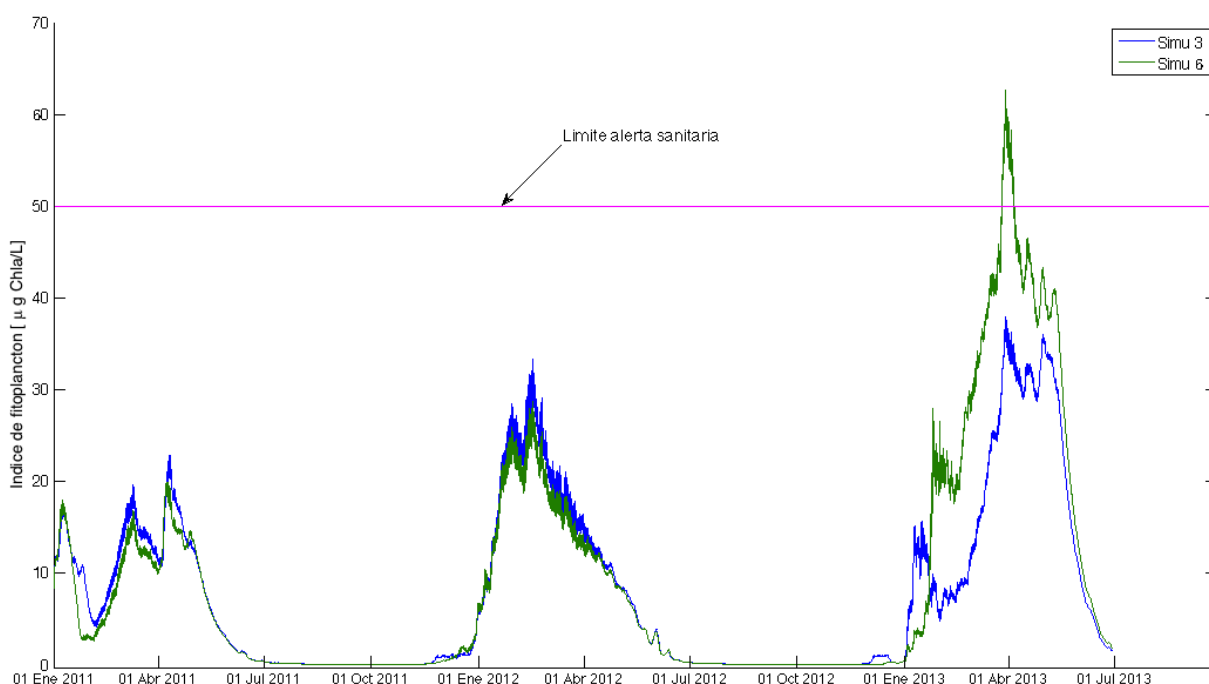


Figura 4.11: Evolución temporal del índice de concentración de fitoplancton, escenarios 3 y 6.

Los resultados en años húmedos graficados en la Figura 4.11 son muy similares a los resultados obtenidos en años normales: las curvas tienen una evolución muy parecida hasta 2013, cuando el escenario 6 presenta un episodio de eutrofización preocupante mientras que el índice de concentración de fitoplancton no sobrepasa 40 $\mu\text{g/L}$ en el caso del escenario 6.

En condiciones húmedas prolongadas, las restricciones ambientales parecen tener un impacto positivo en la eutrofización del embalse a largo plazo.

Por lo tanto, si se deduce que condiciones hidrológicas húmedas permiten la limitación del crecimiento natural estacional de fitoplancton, la implementación de restricciones

ambientales permiten disminuir el riesgo y la amplitud de episodios de eutrofización a largo plazo.

4.4 Análisis de la influencia de la operación de la central en los principales parámetros involucrados en la eutrofización del embalse en condiciones hidrológicas normales y húmedas

4.4.1 Temperatura

Un factor importante en el crecimiento de algas es la temperatura. La temperatura óptima para el desarrollo de las cianobacterias en el modelo CAEDYM es 28°C. A continuación se presenta en la Figura 4.12 la evolución de la temperatura del agua cerca de la superficie libre, donde la concentración de fitoplancton suele alcanzar su valor máximo (según la Figura 4.1), para los escenarios 2, 3, 4, 5 y 6.

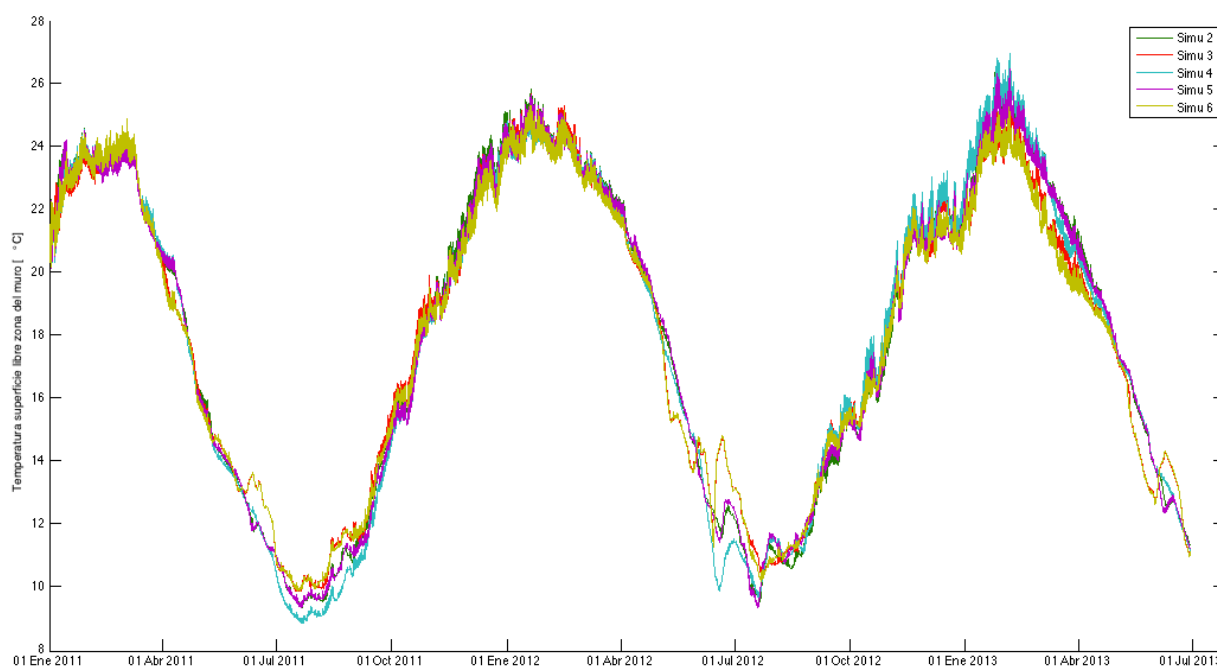


Figura 4.12: Temperatura simulada de la superficie del agua cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2, 3, 4, 5 y 6.

Los escenarios 2, 3, 4, 5 y 6 ofrecen curvas de evolución temporal de la superficie libre del agua muy parecidas. La temperatura fluctúa de manera periódica, estacional, entre 10°C en Julio y

25°C en Enero-Febrero. No se puede destacar la influencia de ambas condiciones hidrológicas o tipo de operación de la central que parecen tener una influencia despreciable en cuanto a la temperatura de la superficie del agua del embalse a largo plazo. Sin embargo, se verifica que los episodios de eutrofización ocurren cuando la temperatura se acerca a los 24°C.

A parte de la temperatura en superficie, la repartición vertical de temperatura traduce la estratificación del embalse y su capacidad de mezcla. En la Figura 4.13, se grafica la evolución de la temperatura en la zona del muro en función de la profundidad del embalse y del tiempo para los escenarios 2, 3, 5 y 6.

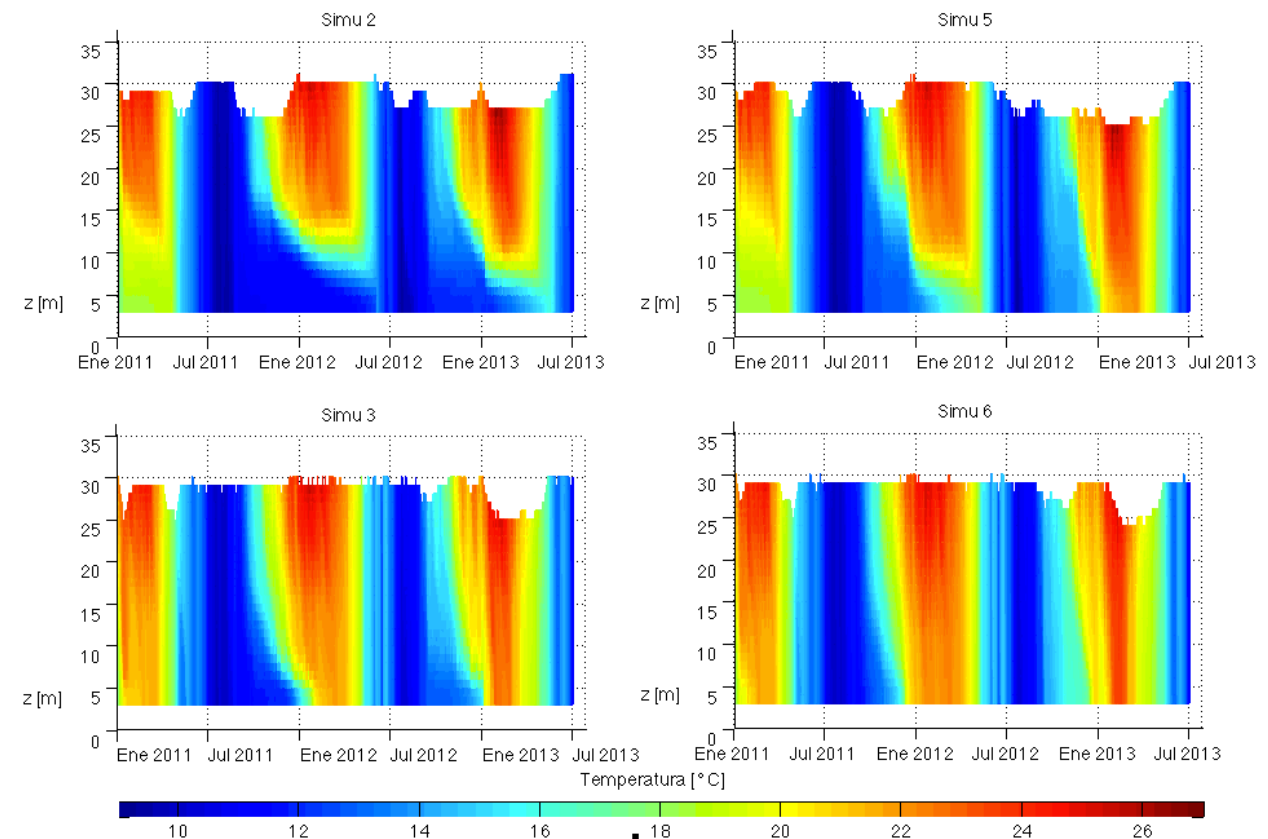


Figura 4.13: Temperatura en la zona del muro en función de la profundidad del embalse y del tiempo, escenarios 2, 3, 5 y 6.

La Figura 4.13 presenta una estratificación del embalse mayor en condiciones hidrológicas normales en comparación con condiciones hidrológicas húmedas, y el mejoramiento de la capacidad de mezcla del embalse bajo un funcionamiento en hydropeaking debido a la actividad de la central como expuesto por Carpentier (2016).

Para profundizar la comprensión del impacto de la temperatura del agua en la credencia de fitoplancton, se propone estudiar la concentración de fitoplancton y la temperatura del embalse en función de la profundidad del embalse y del tiempo en la Figura 4.14 y la Figura 4.15. para respectivamente, los escenarios 2 y 5, y 3 y 6.

4.4.1.1 Condiciones hidrológicas normales

En la Figura 4.14, se puede observar que, en condiciones hidrológicas normales, el calentamiento de la superficie del agua precede la credencia de fitoplancton a la superficie del agua.

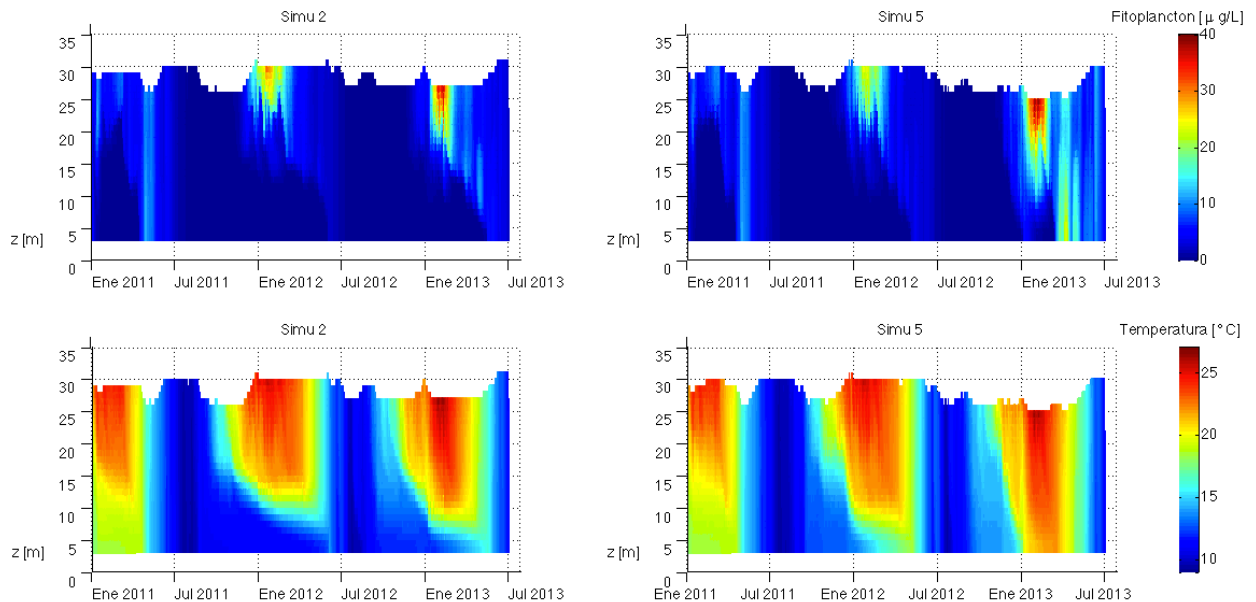


Figura 4.14: Fitoplancton y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5.

Además, se nota una temperatura más uniforme en función de la profundidad en el caso 5, bajo el funcionamiento de la central en hydropeaking, lo que traduce una mejor capacidad de mezcla del embalse. Sin embargo, si el episodio de eutrofización durante el verano 2012 es peor en el escenario 2 con valores de concentración de fitoplancton alcanzando $30 \mu\text{g/L}$, la eutrofización es mucho más amplia en el escenario 5 durante el verano 2013. La mezcla del embalse no parece garantizar un episodio eutrófico de menor amplitud.

4.4.1.2 Condiciones hidrológicas húmedas

Se puede ver, en la Figura 4.15, que, bajo condiciones hidrológicas húmedas, el funcionamiento en hydropeaking (escenario 6) empeora el episodio de eutrofización del verano 2013 con un valor alcanzando $35 \mu\text{g/L}$ mientras que el escenario 3 no presenta una concentración de fitoplancton superior a $25 \mu\text{g/L}$ en la zona del muro. Además, se observa una distribución de los fitopláctones más uniforme en profundidad en el embalse bajo condiciones hidrológicas húmedas. Los caudales afluentes y la actividad de la central siendo más importantes bajo condiciones hidrológicas húmedas, se observa un mejoramiento de la capacidad de mezcla.

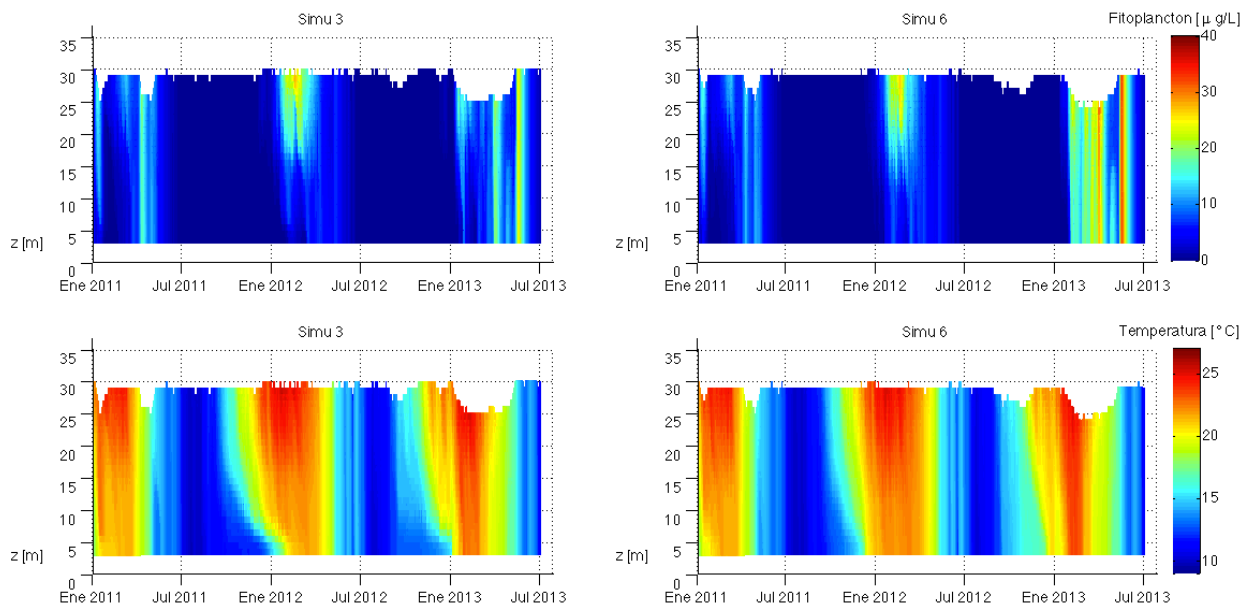


Figura 4.15: Fitoplancton y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6.

El escenario 3 presenta los resultados más favorables en cuanto a la eutrofización del embalse en la zona del muro. Se nota que, en la zona del muro, ninguno de los escenarios presenta una concentración de fitoplancton peligrosa para una actividad recreativa.

Finalmente, si se observa que, generalmente, el fitoplancton no crece bajo temperaturas inferior a 25°C, se ve un aumento de la concentración de fitoplancton en los escenarios 3 y 6 en Mayo 2013, cuando la temperatura del agua no supera 18°C. Además, se observan, en el verano 2013, caídas de la concentración de fitoplancton en el escenario 3 mientras la temperatura queda elevada alrededor de 24°C.

Estos resultados no permiten relacionar la amplitud de un fenómeno de eutrofización con el perfil de temperatura en profundidad del embalse.

4.4.2 Nutrientes (N y P)

Para proliferar, el fitoplancton requiere una concentración importante de nutrientes para alimentarse. La intensificación de la actividad humana suele generar un aumento de la disponibilidad en nutrientes y puede causar episodios serios de eutrofización.

Se grafican a continuación en la Figura 4.18, las evoluciones temporales de la concentración de nutrientes N y P desde el 01 de Enero 2011 hasta el 30 de Junio 2013, en la zona del muro, para los escenarios 2 y 5 y luego para los escenarios 3 y 6.

La concentración de nitrógeno que se grafica en esta parte corresponde a la suma de la concentración de NH₄ y de NO₃ que son las especies que tienen el impacto mayor en las

ecuaciones bioquímicas del modelo CAEDYM. Cabe precisar que, en el modelo CAEDYM, la variable NO3 representa ambos nitratos y nitritos (Hipsey, 2010).

Igualmente, la concentración de fósforo corresponde a la concentración de PO4.

Además, cabe precisar que las condiciones de borde son consideradas constantes : se considera que el afluente Cachapoal conserva una concentración de NH4 igual a 0.058 mg/L, una concentración de NO3 igual a 1.364 mg/L y una concentración de PO4 igual a 0.055 mg/L durante todo el periodo simulado.

Similarmente, se considera que el afluente Alhué conserva una concentración de NH4 igual a 0.043 mg/L, una concentración de NO3 igual a 0.092 mg/L y una concentración de PO4 igual a 0.003 mg/L durante todo el periodo simulado.

A continuación se grafican en la Figura 4.16 y Figura 4.17 respectivamente las concentraciones de nitrógeno y de fósforo en función de la profundidad del embalse y del tiempo en la zona del muro.

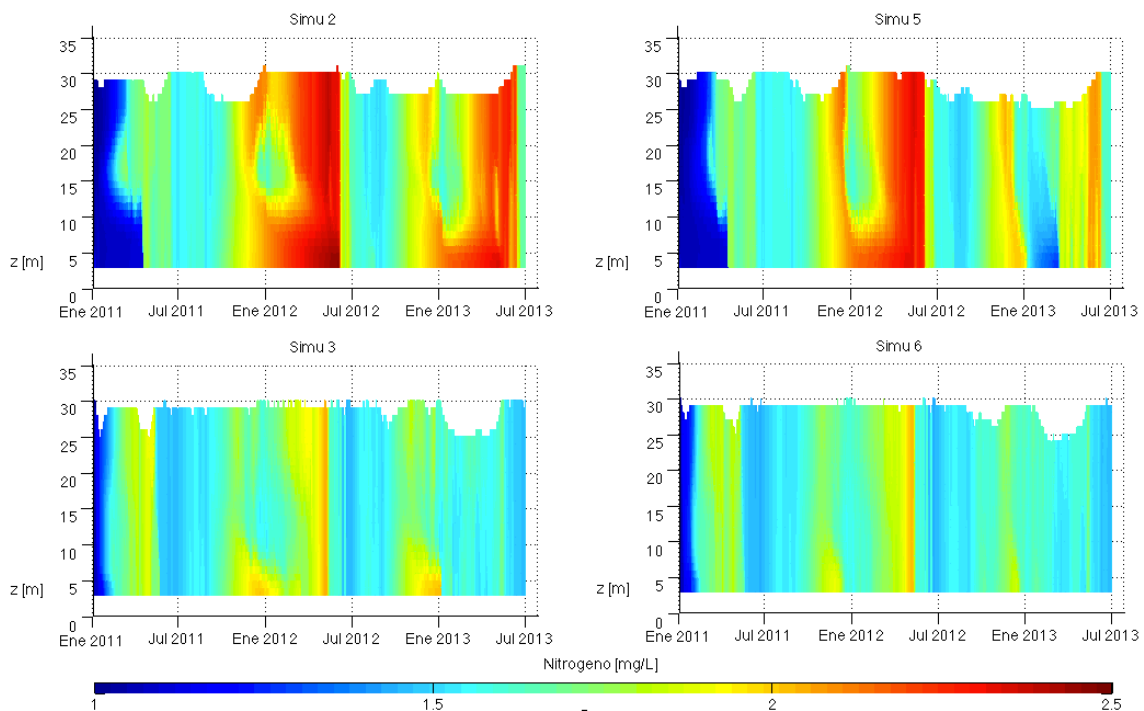


Figura 4.16: Concentración simulada de nitrógeno en la zona del muro en función del tiempo y de la profundidad, escenarios 2, 3, 5 y 6.

Se observa un aumento de la concentración de nitrógeno cíclico, a partir de Noviembre, antes de caer bruscamente en Junio. La amplitud y la duración de este fenómeno dependen mucho de las

condiciones hidrológicas y del modo de operación de la central. De hecho, se nota una concentración máxima de nitrógeno mucho más importantes en los escenarios 2 y 5 (condiciones hidrológicas normales) en comparación con los escenarios 3 y 6 (condiciones hidrológicas húmedas). Además, se nota una concentración de nitrógeno más uniforme verticalmente en los escenarios 5 y 6 lo que traduce una mejor capacidad de mezcla del embalse con un funcionamiento en hydropeaking. También se observa una diferencia importante de concentración de nitrógeno a partir de Enero 2013 entre las simulaciones 2 y 5 : se ve un aumento prolongado de la concentración de nitrógeno en el fondo del embalse entre Enero y Mayo 2013 en el escenario 2 mientras que se ve una bajada de la concentración de nitrógeno en el escenario 5 para el mismo periodo.

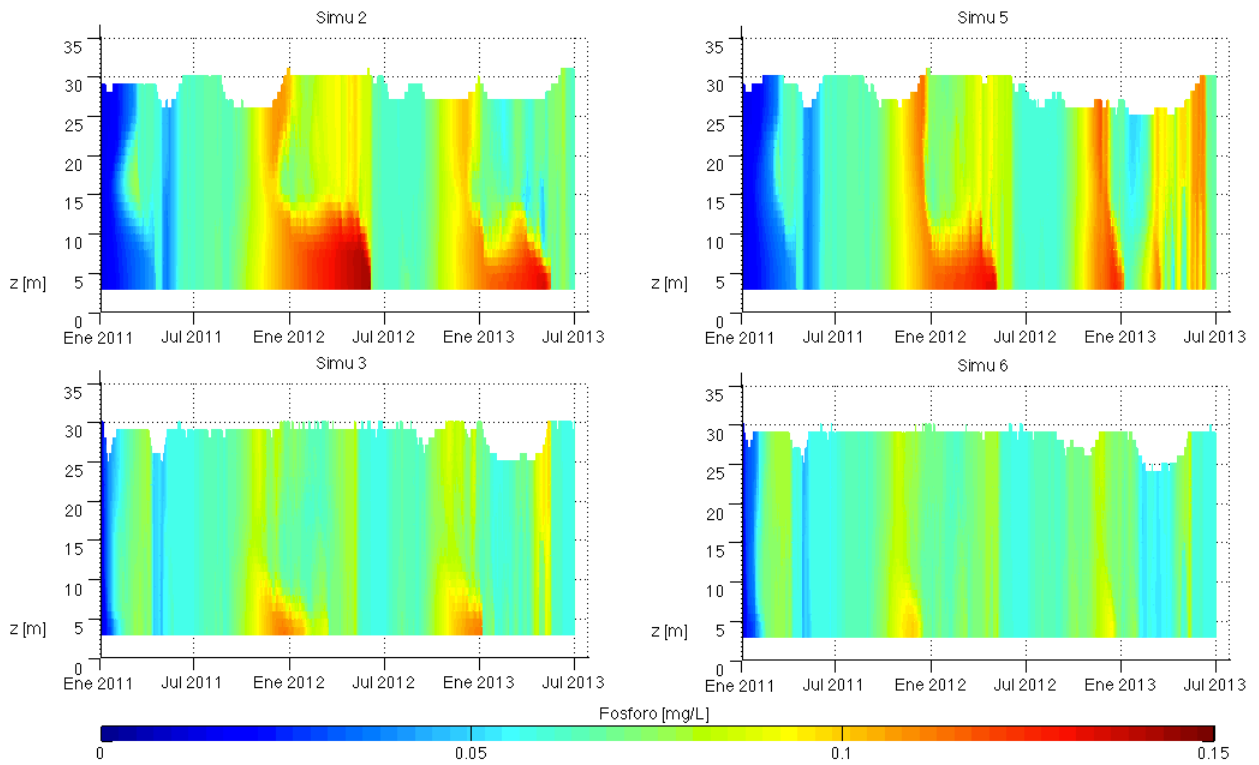


Figura 4.17: Concentración simulada de fósforo en la zona del muro en función del tiempo y de la profundidad, escenarios 2, 3, 5 y 6.

Los resultados obtenidos para la concentración de fósforo son relativamente similar a la concentración de nitrógeno. Se observa un aumento de la concentración de fósforo en el fondo del embalse en primavera-verano-otoño 2012 y 2013 en los escenarios 2 y 3, y el mismo proceso ocurre de manera atenuada en los escenarios 3 y 6. Se observa una concentración de fosforo más uniforme con respecto a la profundidad del embalse en el caso de un funcionamiento en hydropeaking.

4.4.2.1 Condiciones hidrológicas normales

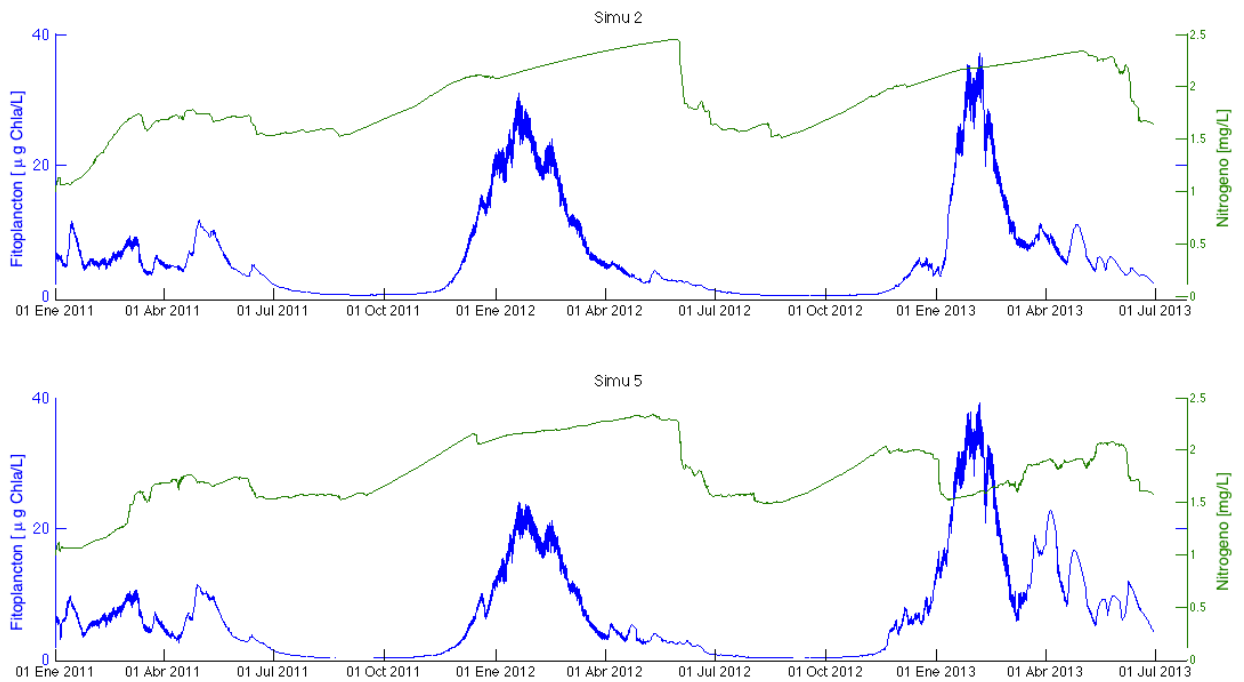


Figura 4.18: Concentración media simulada de nitrógeno y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5.

La Figura 4.18 permite observar que las evoluciones de la concentración media de nitrógeno en la zona del muro para los escenarios 2 y 5 siguen una tendencia parecida con valores oscilando entre 1.2 y 2 mg/L. Se nota una disminución de la concentración media de nitrógeno en el verano 2013 mientras aumenta la concentración máxima de fitoplancton. Sin embargo, este fenómeno parece traducir el consumo de nutrientes por el crecimiento de fitoplancton, y la amplitud del episodio de eutrofización no parece causado por la evolución de la concentración de nitrógeno.

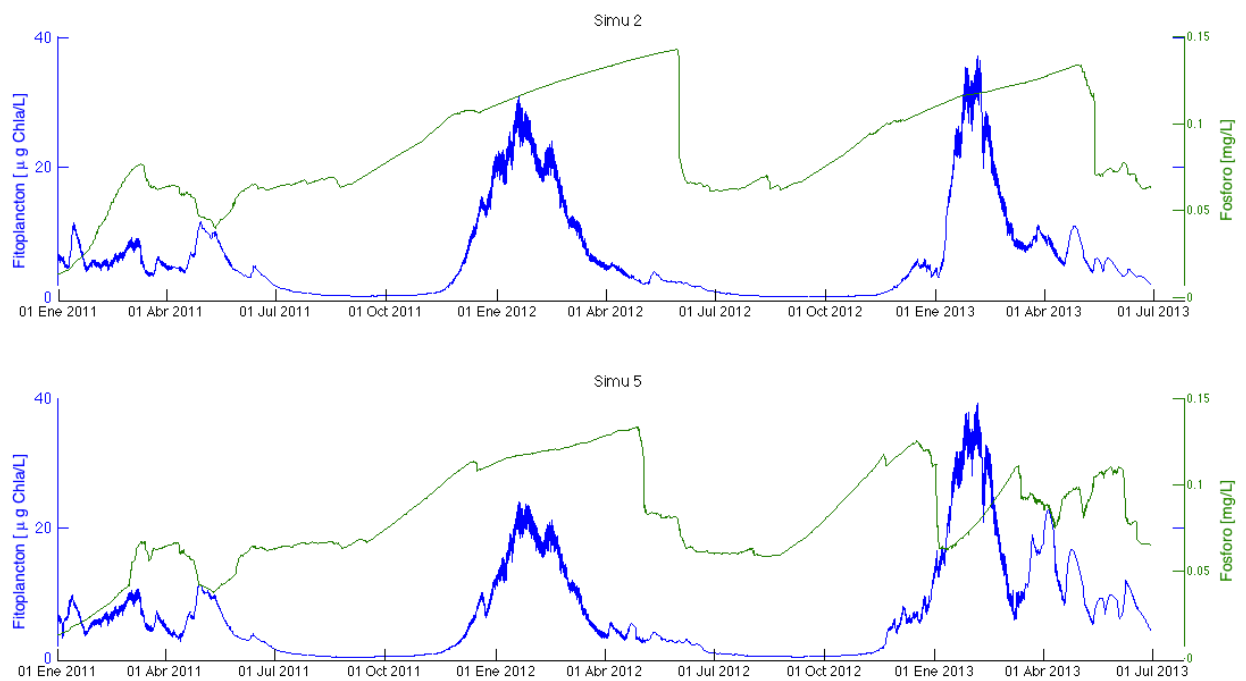


Figura 4.19: Concentración media simulada de fósforo y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5.

La Figura 4.19 presenta la evolución de la concentración media de fósforo en la zona del muro para los escenarios 2 y 5. Las tendencias de las curvas son muy similares a las curvas de la Figura 4.18. Se observa una caída brusca de la concentración media de fósforo en Enero 2013 en el escenario 5 que corresponde al inicio del episodio de eutrofización pero esta caída no se observa en el escenario 2 aunque los episodios de eutrofización en la zona del muro son bastante similares para ambos escenarios.

4.4.2.2 Condiciones hidrológicas húmedas

Como para condiciones hidrológicas normales, se grafican a continuación las evoluciones temporales de las concentraciones medias de nitrógeno y de fósforo en la zona del muro para los escenarios 3 (con restricciones ambientales) y 6 (con hydropeaking).

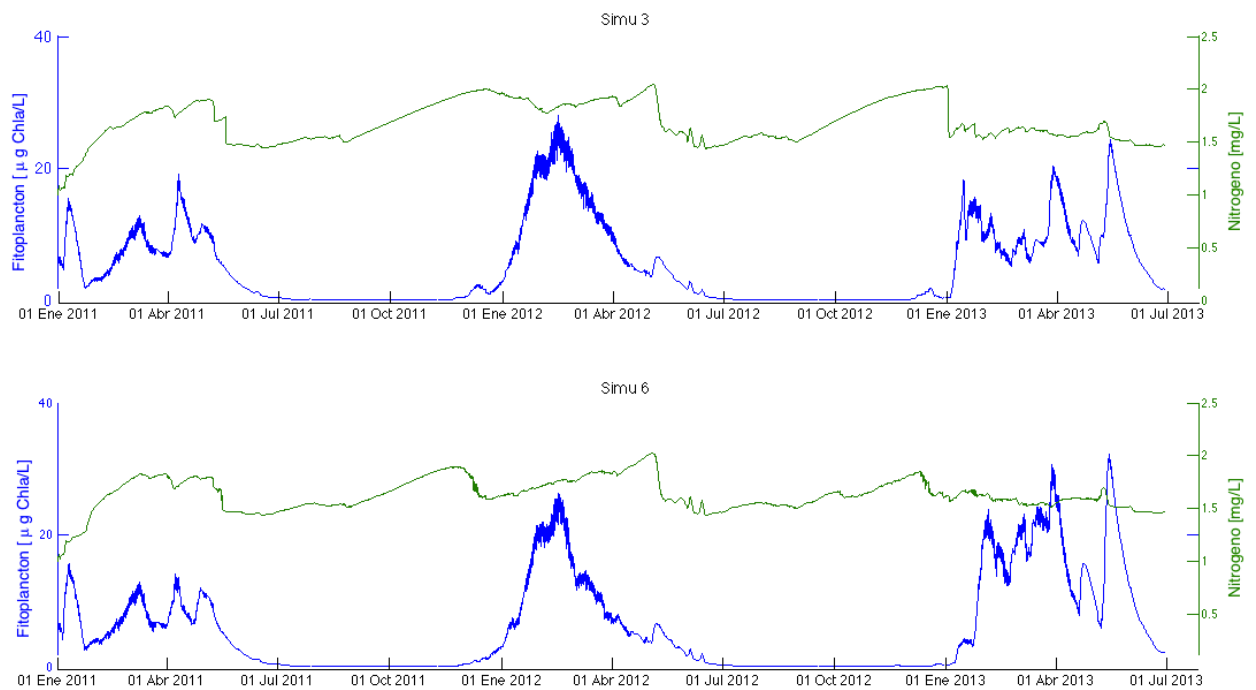


Figura 4.20: Concentración media simulada de nitrógeno y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo, escenarios 3 y 6.

La evolución de la concentración media de nitrógeno en la zona del muro para ambos escenarios en la Figura 4.20, es relativamente similar. De manera general, la concentración de nitrógeno oscila entre 1.4 y 2 mg/L. En el verano 2013, se nota una disminución moderada de la concentración de nitrógeno mientras la concentración de fitoplancton aumenta.

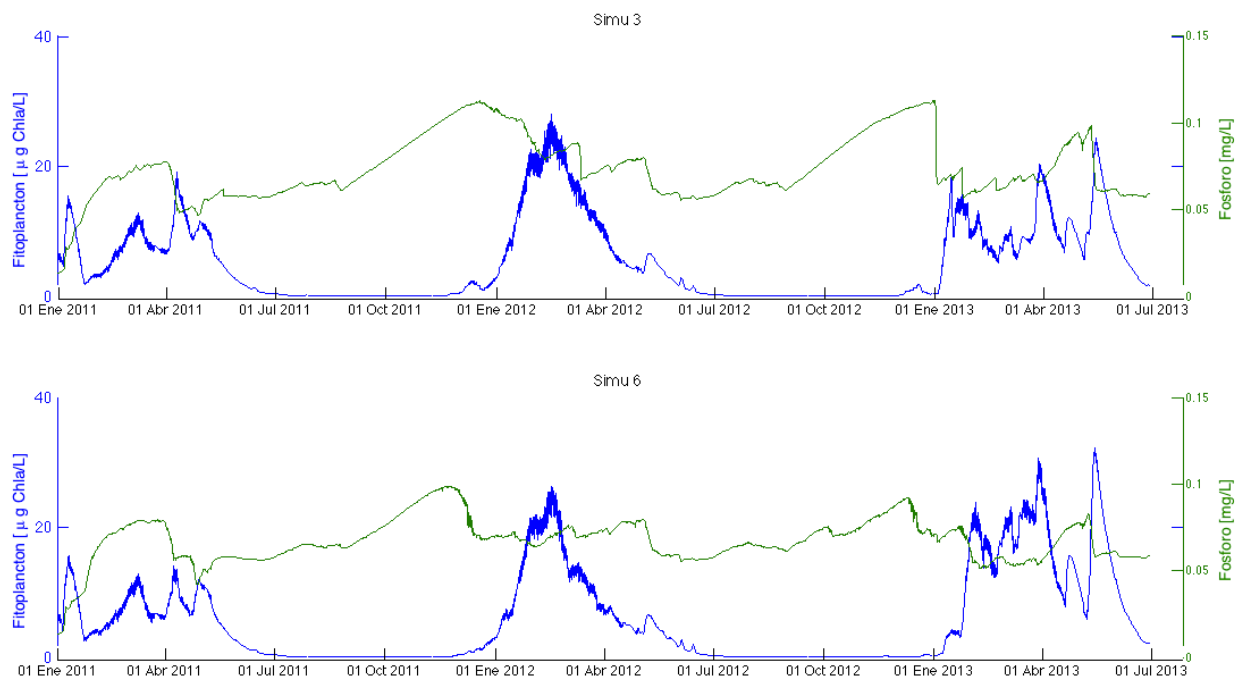


Figura 4.21: Concentración media simulada de fósforo y de la concentración máxima de fitoplancton cercano al muro en función del tiempo , escenarios 3 y 6.

La Figura 4.21 presenta resultados parecidos a la Figura 4.20. En condiciones hidrológicas húmedas, la concentración de fósforo oscila en torno a un valor medio de 0.06 mg/L con un máximo alcanzado entre Noviembre y Diciembre. En el escenario 3, se observa una caída brusca de la concentración de fósforo justo antes de Enero 2013 que corresponde al aumento rápido de la concentración de fitoplancton en el embalse.

Los nutrientes son necesarios a la proliferación de fitoplancton en el agua, sin embargo, la concentración de nutrientes nunca se acerca de 0 mg/ y entonces no parecen explicar o limitar la proliferación de fitoplancton en el embalse.

4.4.3 Nivel del embalse

Varios estudios mencionados en la bibliografía enfatizan el papel determinante del nivel del embalse en la hidrodinámica y el balance del ecosistema del embalse. De hecho, del nivel del agua puede depender muchos parámetros (termoclina, tiempo de retención, concentración de nutrientes, etc.). A continuación se grafica la evolución del nivel del agua para los escenarios 2 y 5, por una parte, y 3 y 6, por otra parte desde el 01 de Enero 2011 hasta el 30 de Junio 2013. Cada escenario tiene como condición inicial el mismo nivel del agua.

4.4.3.1 Condiciones hidrológicas normales

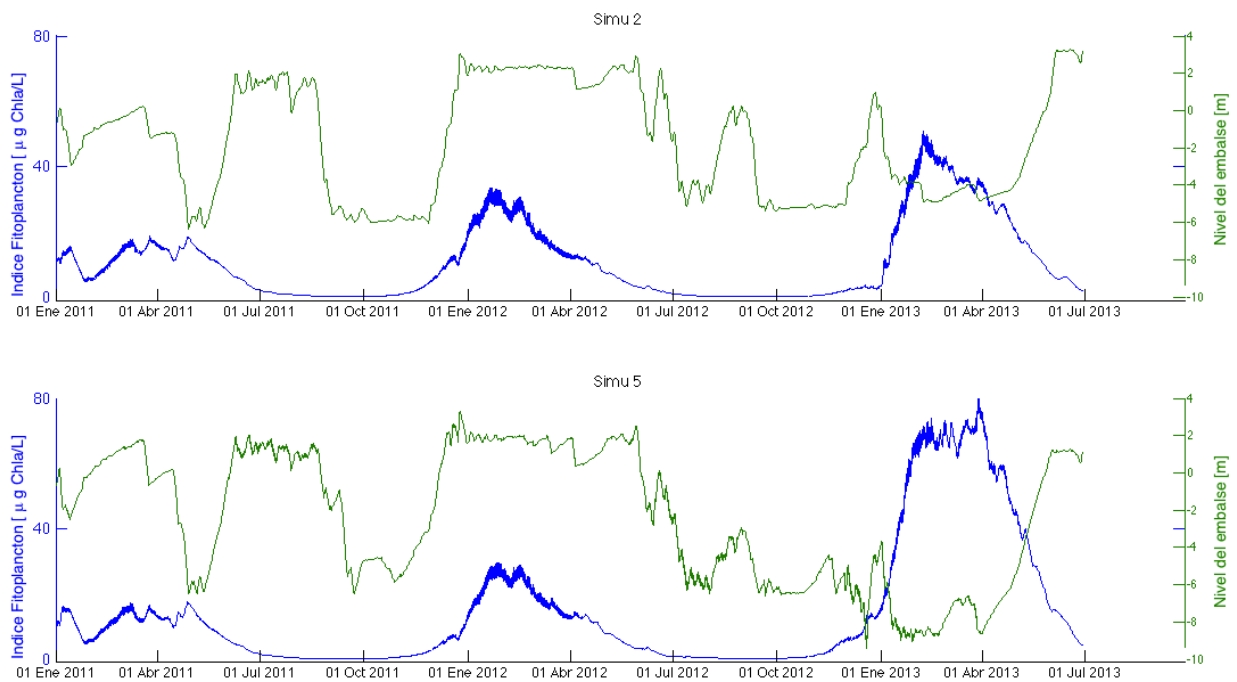


Figura 4.22: Nivel del embalse y del índice de fitoplancton en función del tiempo, escenarios 2 y 5 (el nivel 0 corresponde al nivel inicial del embalse).

Hasta Julio 2012, la Figura 4.22 permite observar una evolución del nivel del embalse entre los escenarios 2 y 5 muy similar. El nivel oscila entre -6 m y +2 m y no se ve una diferencia significativa entre los escenarios. A partir de Julio 2012, se nota una diferencia variable del nivel del agua entre los escenarios 2 y 5. En efecto, el nivel del agua en el escenario 2 nunca alcanza un déficit superior a 6 m mientras que el escenario 5 alcanza un déficit de 9 m y se estabiliza a -8 m entre Enero y Marzo 2013. Se observa un episodio de eutrofización más preocupante para el escenario 5 entre Enero 2013 y Abril 2013 que para el escenario 2.

Según Ansari *et al.*, (2011), una caída brusca del nivel del embalse puede romper la termoclina en verano, alterando las condiciones de mezcla y la zona fótica, y potencialmente provocar un episodio de eutrofización.

El escenario 5 entonces presenta un peor caso de eutrofización precedido por una bajada significativa del nivel del embalse en comparación con el escenario 2.

4.4.3.2 Condiciones hidrológicas húmedas

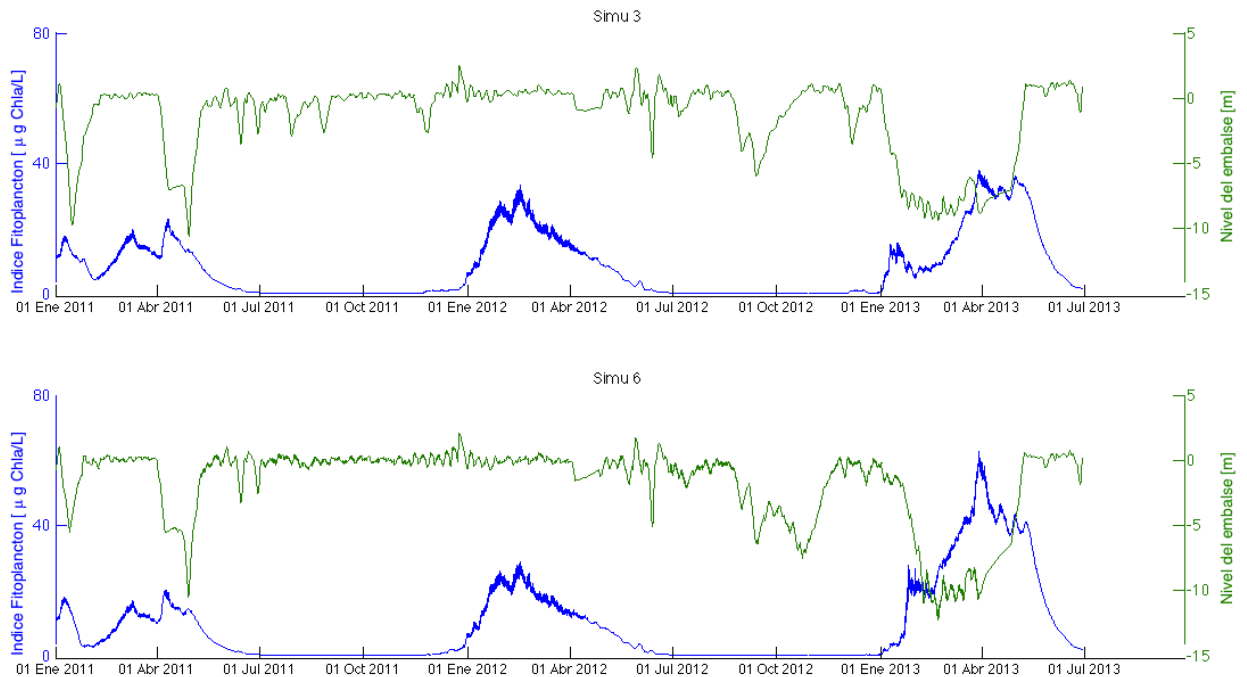


Figura 4.23: Nivel del embalse y del índice de fitoplancton en función del tiempo, escenarios 3 y 6 (el nivel 0 corresponde al nivel inicial del embalse).

La Figura 4.23 muestra una evolución del nivel del agua muy parecida para los escenarios 3 y 6. El nivel del agua suele aproximar el nivel inicial a parte de Abril 2011, Septiembre y Octubre 2012 y entre Enero y Abril 2013. Cabe señalar que Abril 2011 y el periodo entre Enero y Abril 2013 corresponden a episodios de proliferación de fitoplancton. Además, se observa un nivel del agua más bajo y una eutrofización peor para el escenario 6 entre Enero y Abril 2013 en comparación con el escenario 3.

Se nota que en el otoño 2012, el episodio de eutrofización no se ve precedido por una caída del nivel del embalse. El fenómeno de proliferación de fitoplancton es estacional y su ocurrencia no depende principalmente del nivel del embalse.

Sin embargo, se observa una correlación entre la amplitud de la caída del nivel del agua y la amplitud del episodio de eutrofización. Al aumentar el déficit en agua, la operación en hydropeaking empeora los episodios de eutrofización.

4.5 Análisis de la anoxia en el embalse

Existen lagos para los cuales los fenómenos de hipoxia y anoxia pueden ser normales. Sin embargo, las consecuencias de una anoxia prolongada para el ecosistema de ciertos embalses pueden ser dramáticas con la muerte de peces y de micro fauna.

Una de las causas más frecuentes de la anoxia de un lago es su eutrofización. A proliferar el fitoplancton consume el oxígeno disuelto disponible en el agua potencialmente provocando una caída de la concentración de oxígeno disuelto.

4.5.1 Influencia de las condiciones hidrológicas

Nürnberg (2004) considera que una concentración de oxígeno disuelto inferior a 2 mg/L, 1 metro arriba de los sedimentos, corresponde generalmente a una situación de anoxia, así que se grafica en las figuras siguientes la concentración de oxígeno disuelto en la zona del muro, 1 metro arriba del fondo del embalse.

Las condiciones de borde, son otra vez, consideradas constantes : se considera que el afluente Cachapoal conserva una concentración de oxígeno disuelto igual a 9.604 [mg/L] y el afluente Alhué una concentración igual a 11.4 [mg/L] durante todo el periodo simulado.

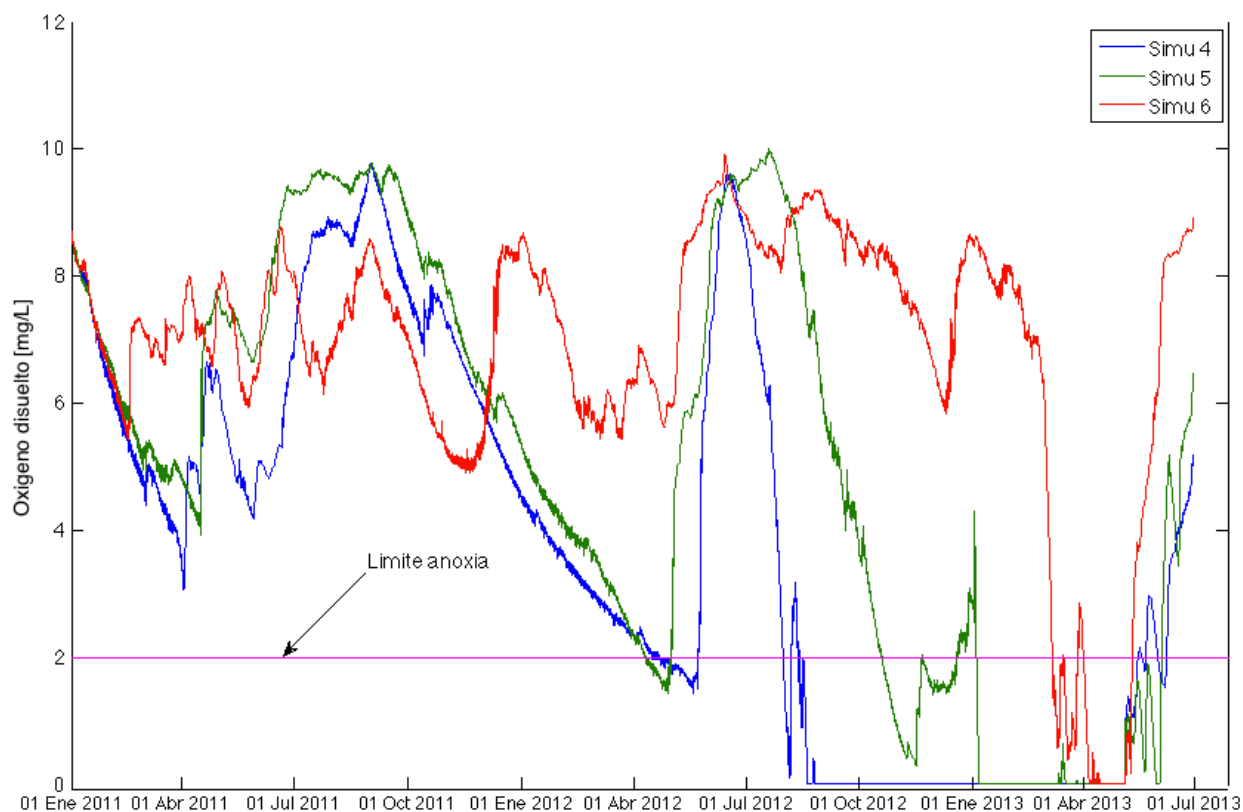


Figura 4.24: Concentración de oxígeno disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 4, 5 y 6.

En la Figura 4.24, se nota que los escenarios 4 y 5 presentan una evolución de la concentración de oxígeno disuelto relativamente similar entre Enero 2011 y Junio 2012 con un descenso inicial hasta aproximadamente 4 mg/L seguido por un aumento hasta alcanzar 10 mg/L en Septiembre 2011, y luego por una reducción suave hasta Mayo 2012 con un valor de 1,8 mg/L y un aumento brusco en Junio 2012 hasta 10 mg/L. Sin embargo, a partir de Agosto 2012 se nota un descenso rápido de la concentración de oxígeno disuelto en el caso del escenario 4 hasta alcanzar una concentración nula en fin de Agosto 2012. El embalse luego queda en anoxia hasta Mayo 2013. Al contrario, el escenario 5 presenta un breve episodio de anoxia en Noviembre 2012 y una anoxia más prolongada entre Enero 2013 y Mayo 2013.

Por su lado, el escenario 6 presenta una evolución oscilatoria entre Enero 2011 y Febrero 2013 con valores de concentración fluctuando entre 5 y 10 mg/L. No obstante, el embalse presenta una anoxia en Abril 2013 antes de ver su concentración de oxígeno disuelto aumentar en Mayo 2013.

Se destaca la influencia de las condiciones hidrológicas en la ocurrencia y la amplitud de la anoxia del embalse. Condiciones hidrológicas más húmedas permiten retrasar y abreviar los episodios de anoxia del embalse: el escenario 4 está en anoxia a partir de Agosto 2012, mientras que el escenario 5 presenta un estado prolongado de anoxia a partir de Enero 2013. Por su parte, el escenario 6 no experimenta anoxia antes de Marzo 2013.

Al aumentar los aportes hídricos y entonces los caudales efluentes, también aumenta la capacidad de mezcla del embalse y disminuye el tiempo de retención en el embalse, limitando el fenómeno de anoxia.

4.5.2 Influencia de la operación de la central en condiciones hidrológicas normales y húmedas

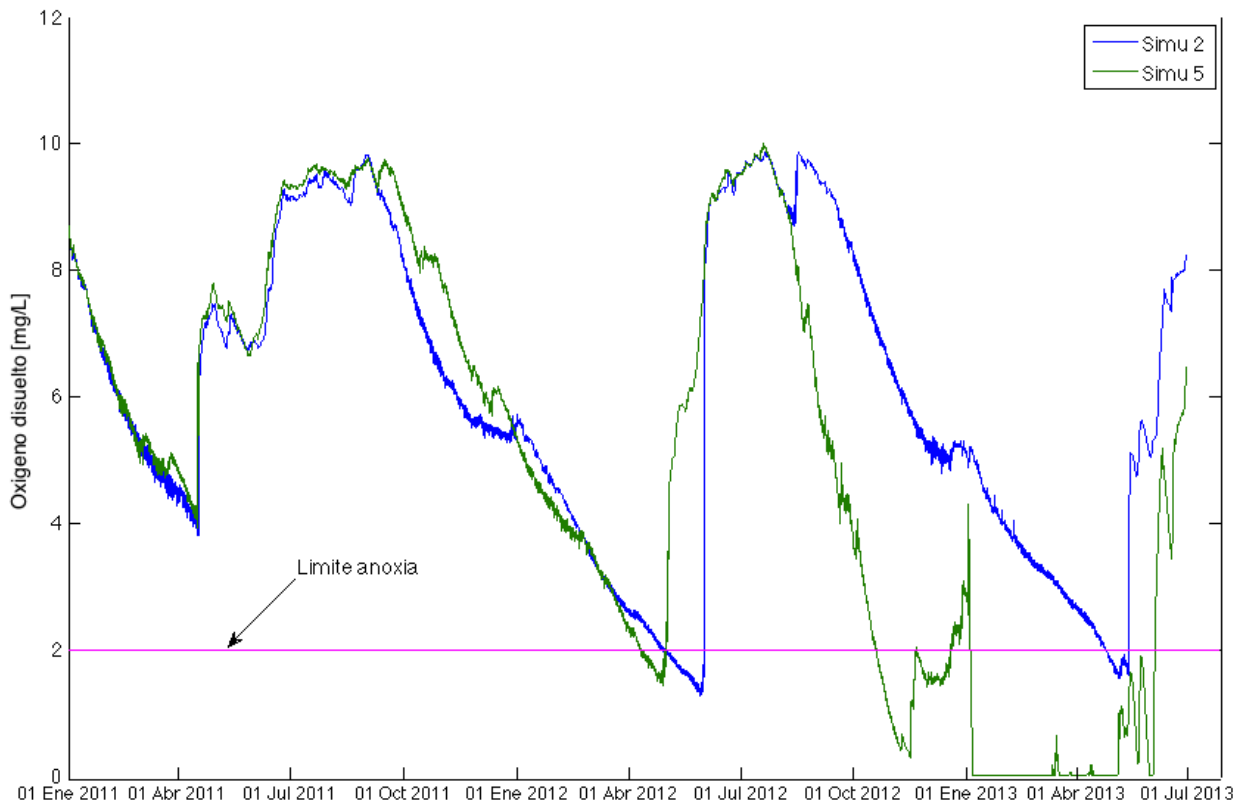


Figura 4.25: Concentración de oxígeno disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 2 y 5.

En la Figura 4.25, se ve que los escenarios 2 y 5 tienen una evolución relativamente regular y parecida entre Enero 2011 y Agosto 2012, con una sucesión de descenso entre Octubre y Mayo-Junio, seguido por un aumento rápido en Junio hasta alcanzar 10 mg/L. El escenario 2 mantiene una evolución similar, hasta el fin del periodo simulado, mientras que a partir de Septiembre 2012, el escenario 5 presenta una bajada amplia y brusca de la concentración de oxígeno disuelto. Por lo tanto, el embalse está en anoxia casi sistemáticamente entre Noviembre 2012 y Mayo 2013 en el escenario 5, mientras que nunca esta en anoxia en el escenario 2, a partir de dos periodos breves en Mayo 2012 y 2013.

Este resultado puede parecer sorprendente: el hydropeaking suele aumentar la capacidad de mezcla del embalse (Carpentier, 2016) y los resultados obtenidos en la Figura 4.14 y la Figura 4.15 muestran de hecho una capacidad de mezcla mejor bajo un funcionamiento de la central en hydropeaking.

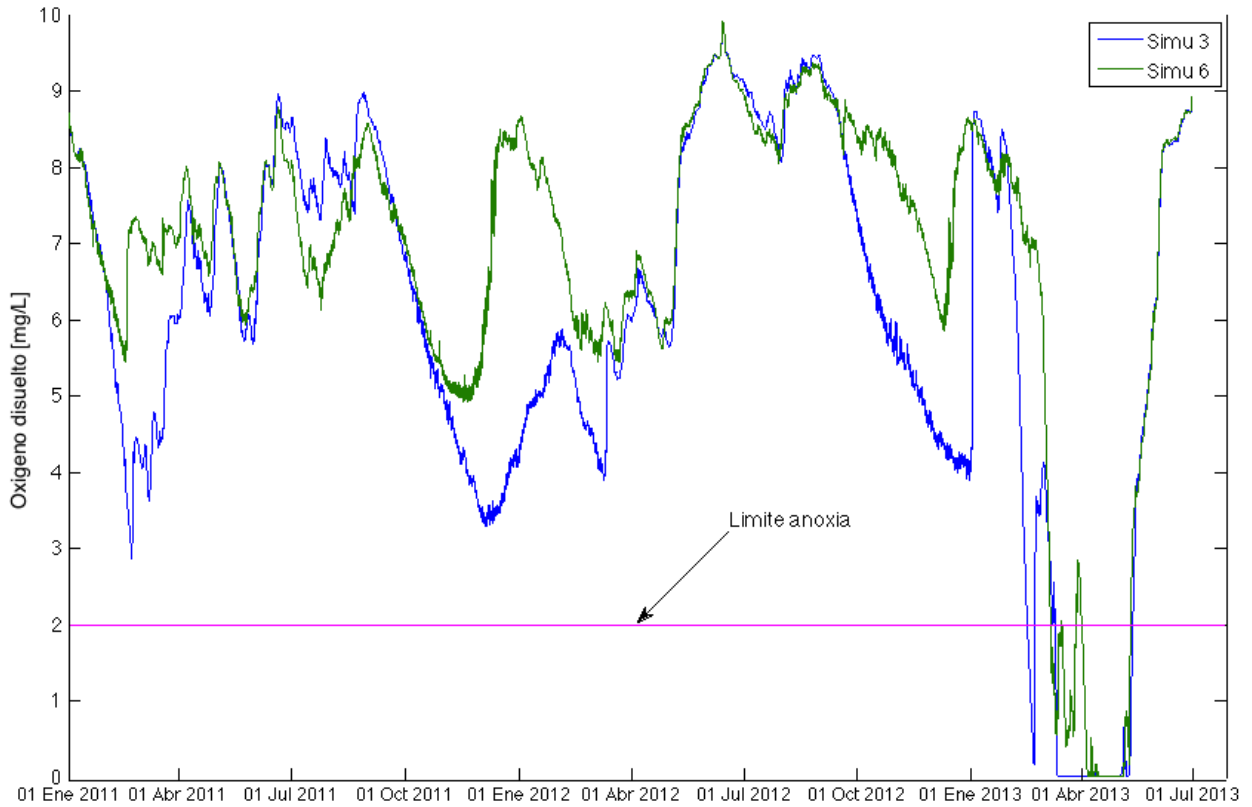


Figura 4.26: Concentración de oxígeno disuelto disuelto al fondo del embalse en la zona del muro en función del tiempo, escenarios 3 y 6.

La Figura 4.26 presenta una evolución de la concentración de oxígeno disuelto relativamente similar entre los escenarios 3 y 6. La evolución es más irregular que en los escenarios 2 y 5, pero ambos escenarios presentan un estado de anoxia breve entre Marzo y Mayo 2013. De manera general, el escenario 3 parece un poco más desfavorable que el escenario 6.

4.5.3 *Análisis de la evolución de oxígeno disuelto en el embalse y de algunos parámetros claves.*

En el modelo CAEDYM, y según el manual científico (Hipsey et al., 2010), la concentración de oxígeno disuelto en el agua en función del tiempo depende de :

- El intercambio de oxígeno entre el aire y el agua,
- La demanda en oxígeno de los sedimentos,
- El consumo de oxígeno por degradación de materia orgánica,
- El consumo de oxígeno por oxidación de elementos (nitrificación)
- La producción y el consumo de oxígeno por fotosíntesis por el fitoplancton,
- El consumo de oxígeno por el zooplancton,
- La producción y el consumo de oxígeno por fotosíntesis por macroalgas,
- La producción y el consumo de oxígeno por fotosíntesis por macrofitas,
- La producción y el consumo de oxígeno por fotosíntesis por especies bénticas,
- El consumo de oxígeno por medusas,
- El consumo de oxígeno por macroinvertebrados y peces.

El intercambio de oxígeno entre el aire y el agua depende de la concentración de oxígeno del aire y del agua, de la salinidad del agua y de su temperatura.

El flujo de oxígeno desde el agua hacia los sedimentos depende de la concentración de oxígeno disuelto, de la temperatura del agua, de la concentración de NO₃ y de la concentración de NH₄.

El consumo de oxígeno por degradación de materia orgánica depende de la temperatura, y de la concentración de oxígeno disuelto.

El consumo de oxígeno por nitrificación depende de la concentración de NH₄ y de la concentración de oxígeno disuelto.

El consumo y la producción de oxígeno por el fitoplancton depende de la concentración de nutrientes, de la luz disponible y de la concentración de fitoplancton.

El consumo de oxígeno por el zooplancton depende de la concentración de zooplancton y de la temperatura del agua.

En las simulaciones llevadas a cabo, no se simulan macroalgas, no se simulan macrofitas, no se simulan especies bénticas, no se simulan medusas y tampoco se simulan peces.

Entonces la variación de concentración de oxígeno disuelto en el agua depende de la salinidad del agua, de su temperatura, de la concentración de oxígeno del aire, la concentración de NH₄, en NO₃, de la concentración de fitoplancton, de la cantidad de materia orgánica y de la cantidad de zooplancton.

La concentración de oxígeno del aire se puede considerar similar para cada simulación, y la salinidad también. La cantidad de zooplancton y de materia orgánica, si bien se toman en cuenta en las simulaciones no son datos de salida y entonces no se pueden graficar.

Se grafican a continuación la evolución de la concentración de oxígeno disuelto del embalse y de cada otro parámetro en función del tiempo y de la profundidad del embalse, en la zona del muro.

4.5.3.1 Temperatura

La temperatura del agua es un factor importante en el estudio del oxígeno disuelto en el agua, dado que la solubilidad del oxígeno en el agua disminuye con el aumento de temperatura. Por otra parte, el estudio de la evolución de la temperatura del agua en función del tiempo y de la profundidad del embalse graficado en las Figura 4.27 y Figura 4.28 permite observar las diferentes capacidades de mezcla del embalse en cada escenario.

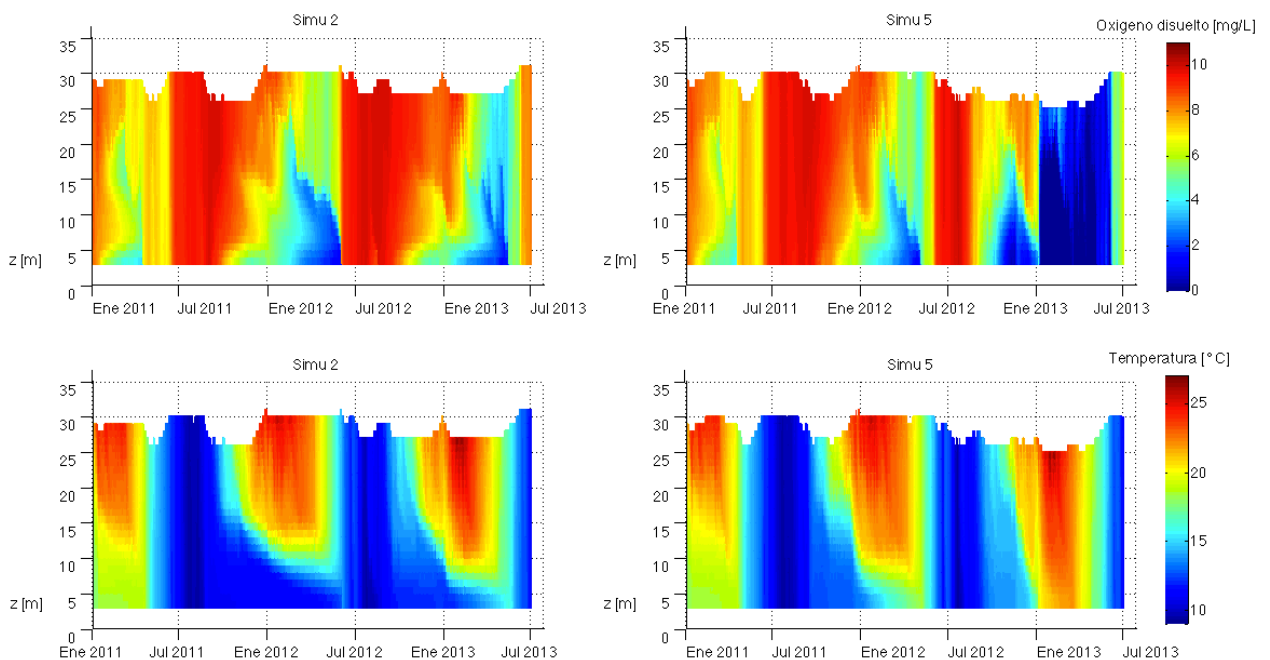


Figura 4.27: Oxígeno disuelto y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5.

La Figura 4.27 permite notar una caída de la concentración de oxígeno disuelto en el agua más precoz durante la primavera 2012 (a partir de Octubre 2012), especialmente al fondo del embalse, en el escenario 5, pero no se nota una diferencia de temperatura significativa entre los escenarios 2 y 5 en este periodo. Luego, si bien se observa el mejoramiento de la capacidad de mezcla del embalse bajo un funcionamiento en hydropeaking en el escenario 5, especialmente durante el verano 2013, la mezcla del embalse no mejora la anoxia del embalse : durante el verano 2013, se

acentúa la anoxia del embalse en el escenario 5, especialmente a partir de Enero 2013, lo que no se observa en esta magnitud en el escenario 2.

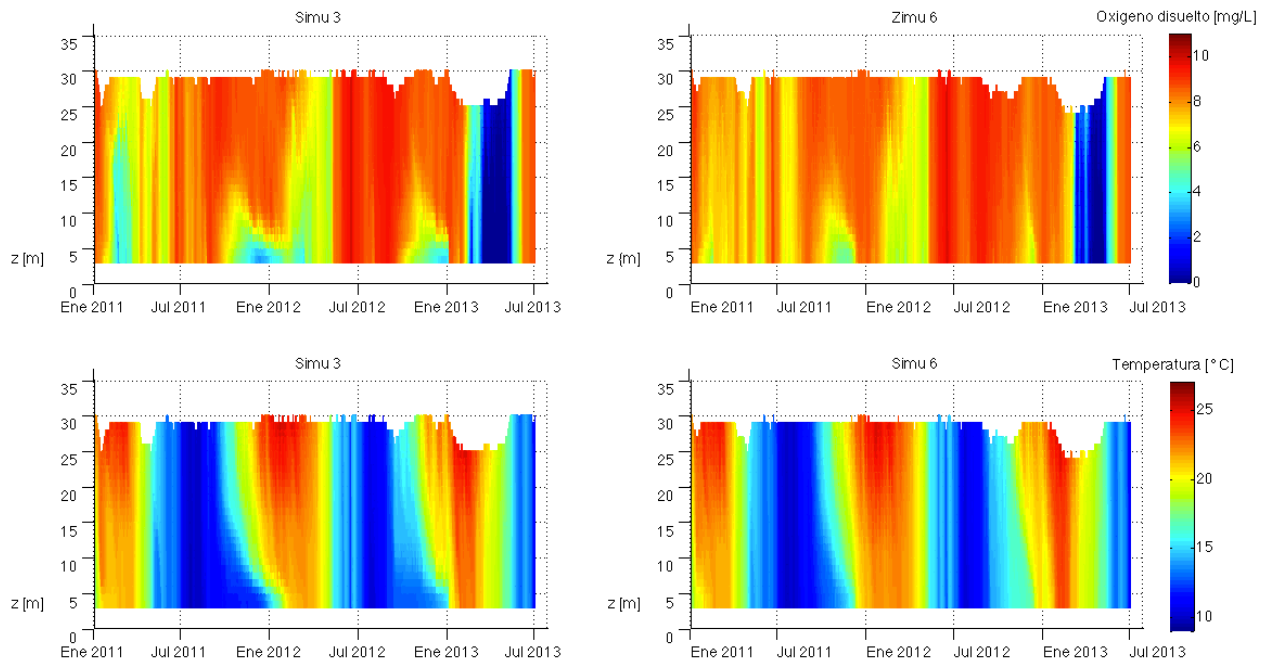


Figura 4.28: Oxígeno disuelto y temperatura en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6.

En los escenarios 3 y 6 se observa una concentración de oxígeno disuelto globalmente mayor que en los escenarios 2 y 5, probablemente a causa del aumento de caudal afluente en condiciones hidrológicas húmedas. Además, se ve que las evoluciones del oxígeno disuelto en el agua y de la temperatura son muy parecidas en los escenarios 3 y 6. Sin embargo, se nota una distribución un poco más homogénea de la concentración de oxígeno disuelto en el escenario 6, especialmente en Diciembre 2012 y 2013, lo que traduce una capacidad de mezcla mejor con un funcionamiento en hydropeaking en condiciones hidrológicas húmedas. También, se observa una concentración de oxígeno disuelto mayor y más constante en el fondo del embalse en el escenario 6 hasta Marzo 2013 cuando ocurre una anoxia global del embalse que también sucede en el escenario 3.

Hasta 2013, se observa una concentración de oxígeno disuelto mayor en los escenarios 3 y 6 que en los escenarios 2 y 5. Antes de 2013, las condiciones hidrológicas húmedas parecen mejorar la oxigenación del embalse gracias a la contribución de los afluentes y a la actividad de la central.

De manera general, si se observa el carácter estacional de la evolución de la temperatura y del oxígeno disuelto en el agua, no se puede destacar una influencia determinante de la temperatura del embalse en la anoxia de 2013 visible en 3 de los 4 escenarios presentados.

4.5.3.2 Fitoplancton

El fitoplancton juega un papel determinante en el ciclo del oxígeno disuelto en el embalse. De hecho, la producción y el consumo de oxígeno por el fitoplancton pueden cambiar drásticamente la concentración del oxígeno disuelto en el agua. Además, la descomposición de la materia orgánica producida por la muerte y la caída del fitoplancton también consume oxígeno.

Se grafican, en la Figura 4.29 y la Figura 4.30, la evolución de la concentración de oxígeno disuelto y en clorofila-a en función del tiempo y de la profundidad del embalse, respectivamente para los escenarios 2 y 5, y 3 y 6.

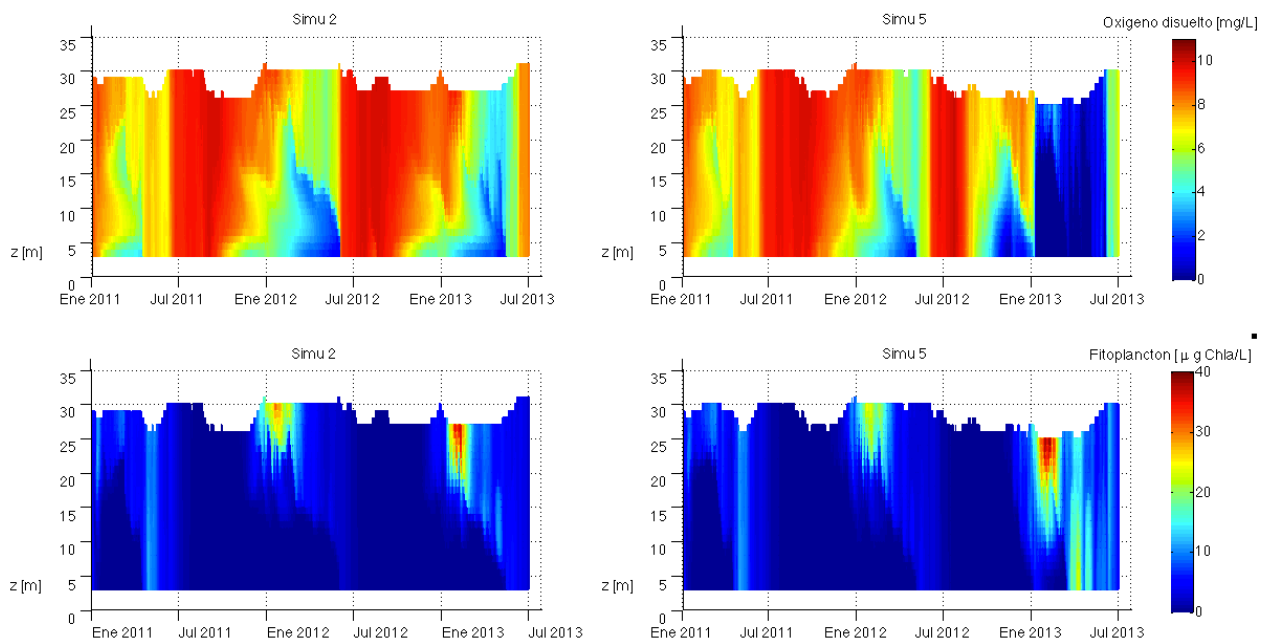


Figura 4.29: Oxígeno disuelto y concentración de fitoplancton en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5.

En la Figura 4.29, se observa un aumento de la concentración de fitoplancton entre Enero y Marzo 2012 y 2013 en ambos escenarios. En cada caso, el fenómeno de anoxia en el fondo empieza antes de este aumento, y, a parte del verano en el caso 5, no se ve una disminución de la concentración de oxígeno disuelto en la superficie del agua mientras aumenta la concentración de fitoplancton.

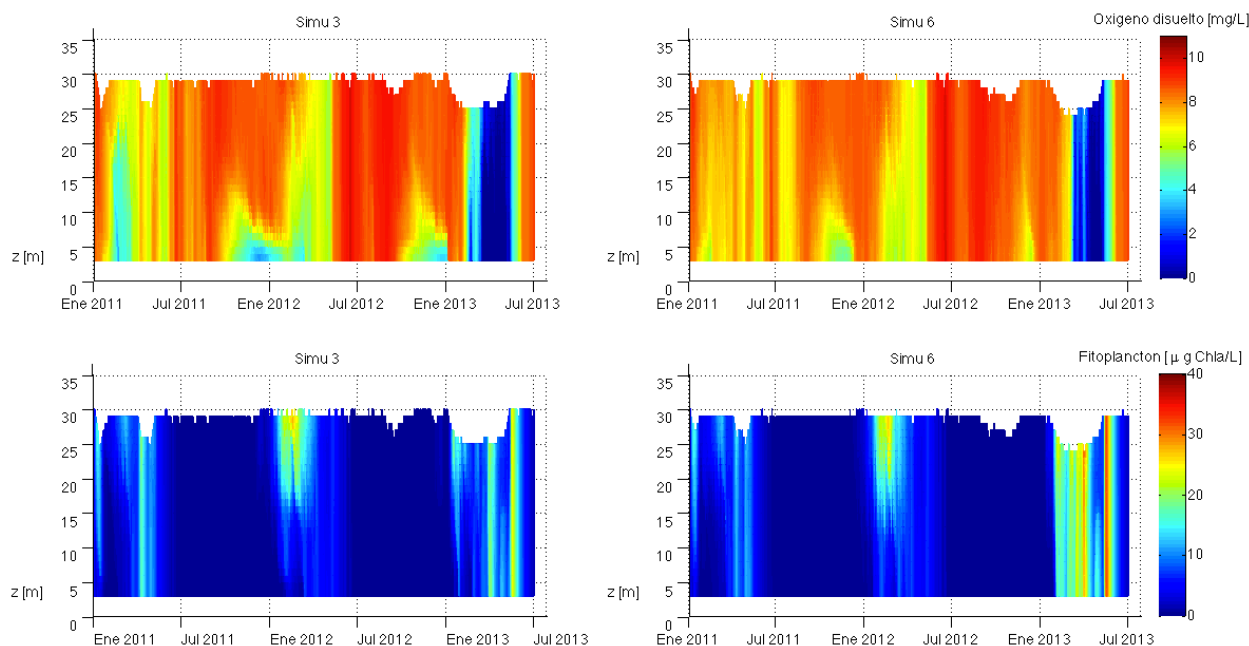


Figura 4.30: Oxígeno disuelto y concentración de fitoplancton en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6.

En la Figura 4.30, aunque se observa un aumento de la concentración de fitoplancton que precede la anoxia del verano 2013 en el escenario 6, no se observa este fenómeno en el escenario 3. De hecho, el escenario 3 no presenta concentraciones de fitoplancton superior a $25 \mu\text{g/L}$ y, sin embargo, el embalse conoce un episodio amplio y prolongado de anoxia durante el verano 2013.

Durante el verano 2013, los escenarios 2 y 5 presentan una evolución parecida de la concentración de fitoplancton en el embalse y evoluciones muy distintas de la concentración de oxígeno disuelto mientras que los escenarios 3, 5 y 6 tienen evoluciones de concentración de fitoplancton bastante distintos y un episodio de anoxia similar.

4.5.3.3 NH_4

Además de intervenir en el proceso de nitrificación, la concentración de NH_4 también actúa en el flujo de oxígeno entre los sedimentos y el fondo del embalse.

En la Figura 4.31 y la Figura 4.32 se grafican la evolución de la concentración de oxígeno disuelto y en NH_4 en función del tiempo y de la profundidad del embalse, respectivamente para los escenarios 2 y 5, y 3 y 6.

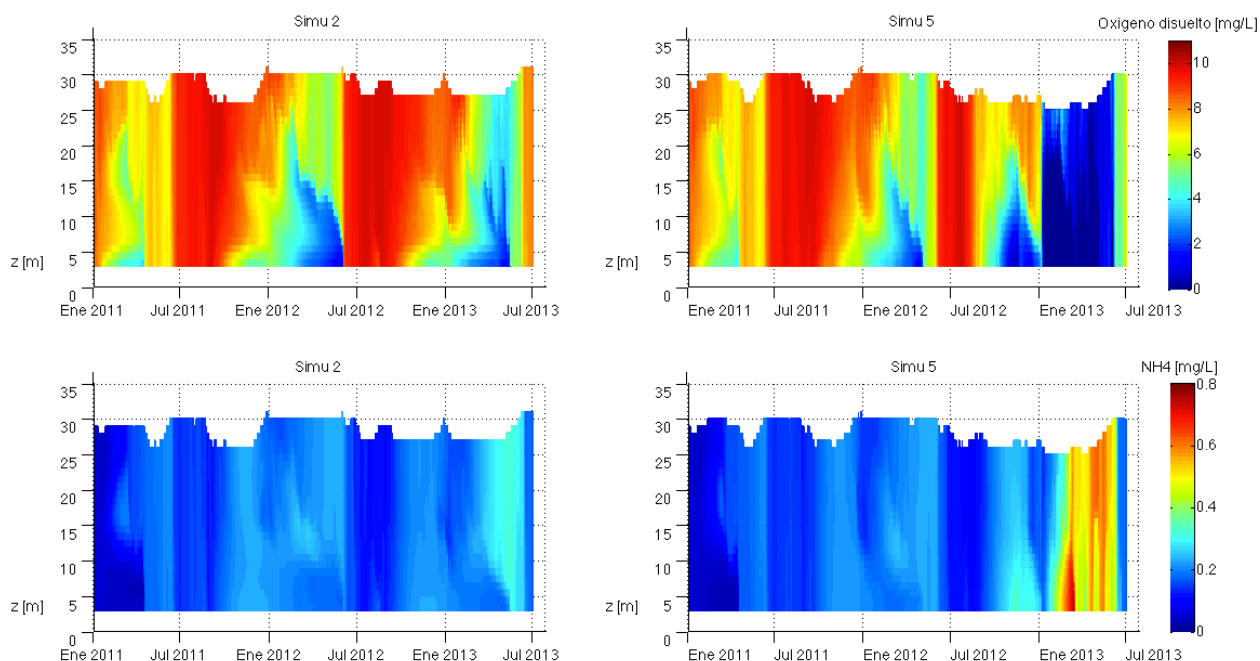


Figura 4.31: Oxígeno disuelto y concentración de NH4 en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5.

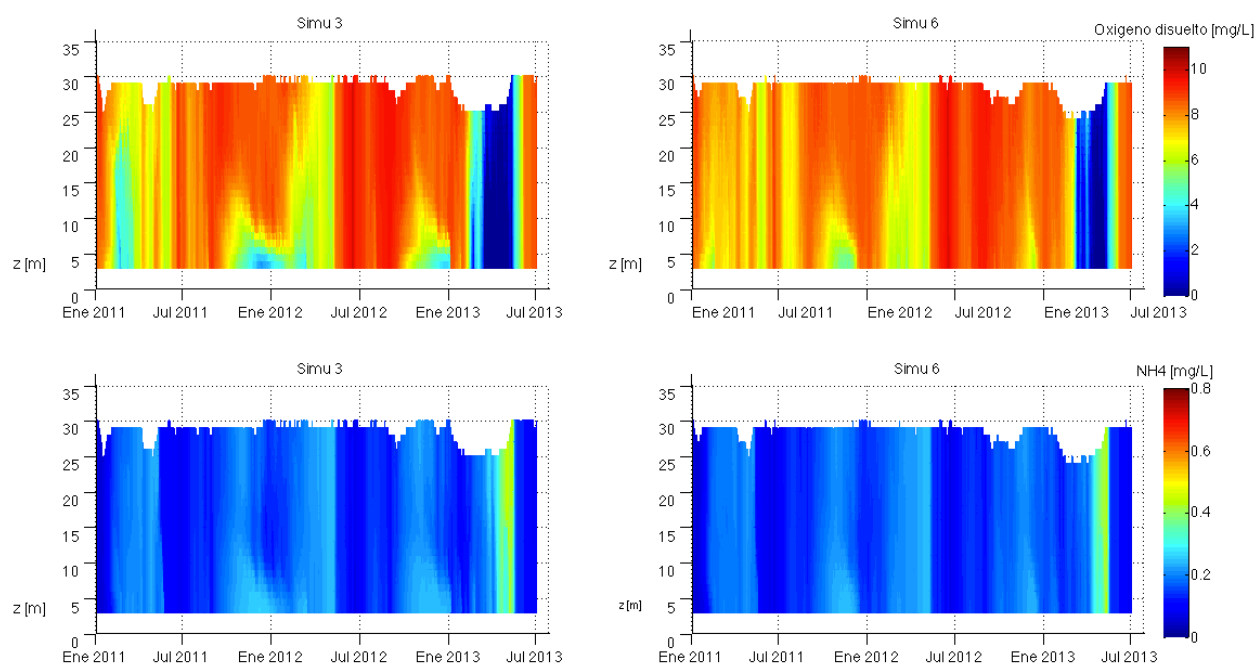


Figura 4.32: Oxígeno disuelto y concentración de NH4 en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6.

En la Figura 4.31, se puede observar una concentración de NH4 relativamente estable y baja en el escenario 2 mientras que se observa un aumento importante de la concentración de NH4 en el escenario 5 durante el verano 2013. Sin embargo, este aumento ocurre después de la caída brusca de la concentración de oxígeno disuelto en el embalse. El mismo fenómeno ocurre en la Figura

4.32 para los escenarios 3 y 6 con un aumento de la concentración de NH_4 que alcanza $0.4 \mu\text{g/L}$ durante el verano 2013 de manera uniforme. El retraso de varias semanas de este fenómeno con el inicio de la anoxia generalizada del embalse sugiere que en ausencia de oxígeno no se puede realizar el proceso de nitrificación que consume NH_4 .

4.5.3.4 NO_3

El NO_3 interviene en los mismos procesos que el NH_4 . En la Figura 4.33 y la Figura 4.34, se grafica la evolución de la concentración de oxígeno disuelto y en NO_3 en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, respectivamente para los escenarios 2 y 5, y 3 y 6.

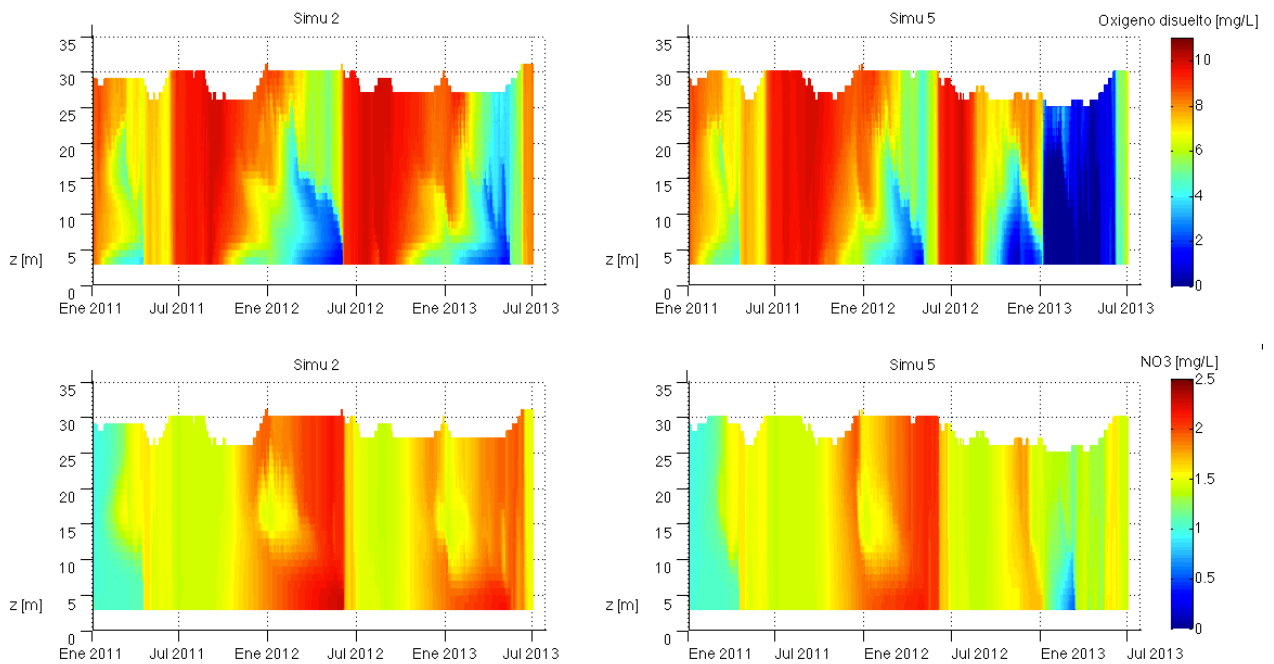


Figura 4.33: Oxígeno disuelto y concentración de NO_3 en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 2 y 5.

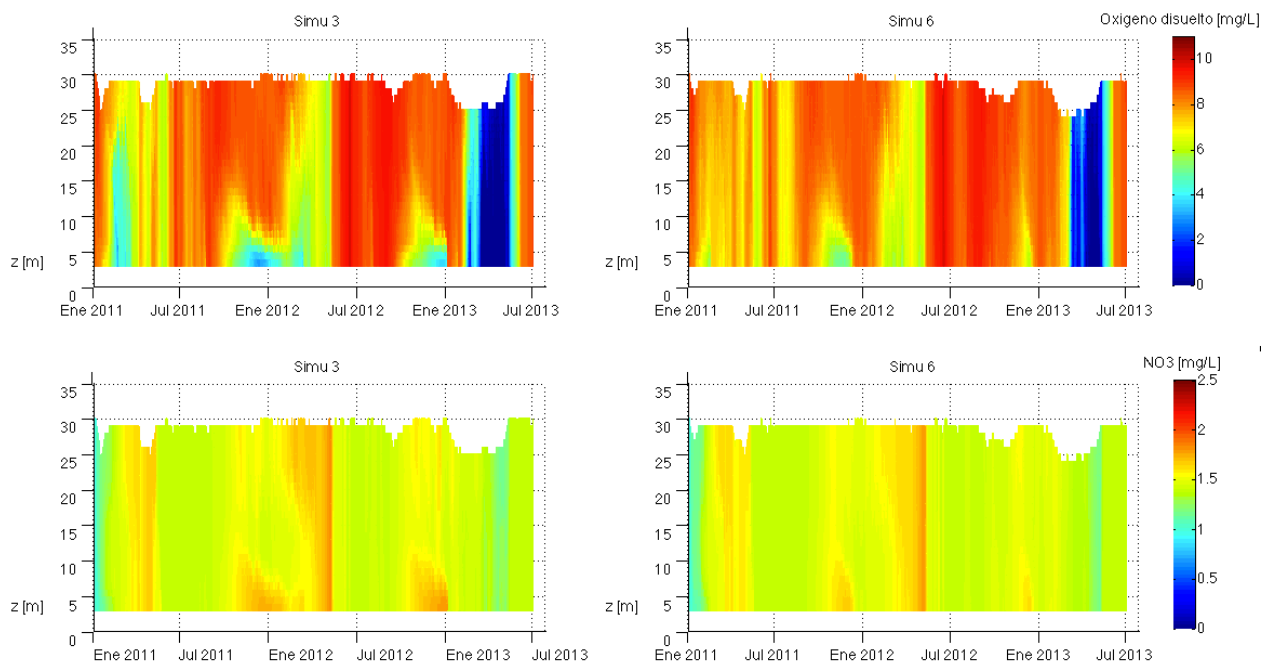


Figura 4.34: Oxígeno disuelto y concentración de NO₃ en la zona del muro, en función del tiempo y de la profundidad del embalse, escenarios 3 y 6.

De manera general, se nota en la Figura 4.33 y la Figura 4.34 que un aumento de la concentración de oxígeno disuelto suele corresponder a una disminución de la concentración de NO₃ y viceversa en cada escenario. Sin embargo, la anoxia del verano 2013 no se ve corroborada por un aumento de NO₃ en los escenarios 3, 5 y 6.

El estudio de la anoxia del embalse no permite deducir la causa de la anoxia brusca que ocurre en el verano 2013 y porque ocurre en los escenarios 3, 5 y 6 y no ocurre en el escenario 2. Se recuerda que no se definieron las concentraciones de materia orgánica y de zooplancton como datos de salida y que no se pudo graficarlas, aunque se tomaron en cuenta en las simulaciones y que, entonces, no se pudo analizar su influencia en la anoxia del embalse.

5 Discusión

En esta sección, se discuten los resultados obtenidos.

En cuanto a la evolución temporal del índice de concentración del fitoplancton y de cianobacterias en el embalse, los resultados permiten observar un aumento de la concentración de fitoplancton cuando el embalse está estratificado en primavera-verano-otoño, para cada escenario, mostrando la estacionalidad del fenómeno de crecimiento de cianobacterias en el embalse. Además, se nota el impacto determinante de las condiciones hidrológicas en el fenómeno de eutrofización: estos episodios son menos frecuentes, amplios y largos cuando se aumentan los recursos hídricos del embalse. En efecto, condiciones hidrológicas más húmedas generan un aumento de la actividad de la central hidroeléctrica y entonces una disminución de la estratificación del embalse (Carpentier, 2016) y permiten limitar el crecimiento natural de fitoplancton en el embalse.

Por otra parte, se puede destacar la influencia positiva de las restricciones ambientales. En efecto, en condiciones hidrológicas normales o húmedas, se observa una atenuación de la proliferación de fitoplancton a largo plazo en correlación con la implementación de restricciones ambientales. Una causa probable de este fenómeno es el mejoramiento de las variables hidrodinámicas observado por Carpentier (2016) en el embalse Rapel, generado por la implementación de las restricciones ambientales y la actividad ininterrumpida de la central, debida a la implementación del caudal ecológico incluso en el verano y el otoño. Por lo tanto, las restricciones ambientales permiten mejorar la capacidad de mezcla del embalse y limitar la estratificación estacional del agua.

Sobre la temperatura de la superficie del agua, no se puede ver una influencia significativa de las condiciones hidrológicas o del modo de operación de la central.

En cuanto a los nutrientes, se observa una disminución de la concentración de nitrógeno y de fósforo en el verano 2013, probablemente causado en parte por el aumento de consumo de nutrientes generado por la proliferación de fitoplancton.

El análisis de la evolución del nivel del embalse a largo plazo permite proponer la hipótesis que la variación del nivel del agua tiene un impacto significativo en cuanto al balance hidrodinámico, químico y biológico del embalse. Se observa un episodio de eutrofización peor y un nivel del embalse más bajo en el verano 2013 para el escenario 5 en comparación con el escenario 2, pero otros estudios son necesarios para concluir con certeza a propósito de la influencia del nivel del embalse en la amplitud de la eutrofización de un embalse.

Se señala que Ansari *et al.*, (2011) y Bakker *et al.*, (2016) analizaron las perturbaciones mayores que pueden provocar un descenso del nivel del embalse a largo plazo y concluyeron sobre el impacto negativo de este descenso en cuanto a la proliferación de cianobacterias en el embalse.

En cuanto a la anoxia a largo plazo del embalse, se observa un mejoramiento de la concentración de oxígeno disuelto en el embalse en 2011 y 2012 en condiciones hidrológicas húmedas. Sin embargo, ocurre una anoxia prolongada durante el verano 2013. El caso más favorable de oxigenación del embalse es en condiciones hidrológicas normales y con restricciones ambientales. Un análisis de la concentración de zooplancton y de materia orgánica permitiría mejorar la comprensión de esos resultados que no se pueden explicar al estudiar únicamente la concentración de los nutrientes y la temperatura del agua.

Finalmente, la implementación de restricciones ambientales, en condiciones hidrológicas normales provoca una disminución del periodo de anoxia en comparación con el funcionamiento en hydropeaking aunque empeoran la estratificación del embalse. Además, las restricciones ambientales tienen un efecto casi despreciable sobre la anoxia del embalse bajo condiciones hidrológicas húmedas.

6 Conclusiones

Se puede concluir que la implementación de restricciones ambientales en el funcionamiento de la central hidroeléctrica del embalse Rapel, provoca efectos positivos en la calidad del agua del embalse, especialmente bajo condiciones hidrológicas normales : si el impacto de las restricciones ambientales en cuanto a la calidad del agua es despreciable a corto plazo, se observa un mejoramiento significativo de las variables hidrodinámicas, químicas y biológicas a largo plazo.

Además, se vio la predominancia de las cianobacterias en las especies de fitoplancton en el embalse.

Por otra parte, se observó la complejidad de los fenómenos estudiados que presentan retroacciones positivas y negativas. Los resultados obtenidos, especialmente la anoxia de los escenarios 3, 5 y 6 no parecen poder explicarse con un parámetro único sino como consecuencia de la ruptura del balance del sistema.

Lamentablemente, el escenario 1 que combina condiciones hidrológicas secas y restricciones ambientales presenta resultados probablemente causados por una inestabilidad del modelo. Se sugiere vivamente realizar un análisis preciso y minucioso de la influencia de restricciones ambientales en condiciones hidrológicas secas. En particular permitiría determinar la influencia del nivel del embalse en la eutrofización: en primavera, verano y otoño, la implementación del caudal ecológico provoca un descenso importante del nivel del embalse, pero permite limitar la estratificación del embalse en comparación con la inactividad de la central en hydropeaking.

Muchos parámetros que intervienen en los fenómenos de eutrofización y de anoxia no fueron analizados en este trabajo. En particular, el tiempo de retención, la salinidad, el zooplancton y la materia orgánica en descomposición requieren un análisis a fin de mejorar la comprensión de las consecuencias del descenso de nivel del agua en el ecosistema a largo plazo.

Además se sugiere profundizar el análisis del impacto de las restricciones ambientales en diferentes condiciones hidrológicas secas, en cuanto a la variación del nivel del embalse, a las variables hidrodinámicas, biológicas y químicas del embalse y al ecosistema aguas debajo de la central, para mejorar el manejo de los recursos hídricos del embalse Rapel. Sería también interesante tratar de cuantificar el impacto económico del deterioro de la calidad del agua del embalse y de episodios de eutrofización, para optimizar el funcionamiento de la central.

Además, sería instructivo estudiar los efectos probables del cambio climático en las condiciones hidrológicas futuras de la región, para anticipar los efectos potenciales en el ecosistema del embalse y de las aguas debajo de la presa.

Por fin, se enfatiza el carácter falible de un modelo numérico que trata de representar procesos biológicos, químicos y físicos complejos. La inestabilidad de la simulación 1 lo ilustra bien.

Bibliografía

- Antenucci, J. (1996). Hidrobiological modelling of Rapel Reservoir, Central Chile. Honours Thesis, Department of Environmental Engineering, The University of Western Australia .
- Ansari, A. A., Gill, S. S., Lanza, G. R., & Rast, W. (Eds.). (2011). *Eutrophication: causes, consequences and control* (No. 504.45 EUT). The Netherlands: Springer. Vol I & II
- Bakker, E.S. & Hilt, S. (2016). Impact of water-level fluctuations on cyanobacterial blooms : options for management. *Aquat Ecol* 50: 485
- Baran, P. (2008). Le débit élément clé de la vie des cours d'eau: bilan des altérations et des possibilités de restauration. *La houille blanche*, (6), 26-33.
- Baxter, R. M. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 255-283.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., & Acreman, M. (2000). Dams, ecosystem functions and environmental restoration. *Thematic Review II, I*, prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town.
- Carpentier Nazal, D. I. (2016). Modelación numérica a largo plazo de variables hidrodinámicas bajo diferentes condiciones de operación en el Embalse Rapel. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias de la Ingeniería con Mención en Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Universidad de Chile.
- Casamitjana, X., Serra, T., Colomer, J., Baserba, C., & Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia*, 504(1-3), 21-28.
- Chorus, E. I., & Bartram, J. (1999). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management, Monitoring, and Management published on behalf of WHO
- de la Fuente, A., & Niño, Y. (2008). Pseudo 2D ecosystem model for a dendritic reservoir. *Ecological Modelling*, 213(3), 389-401.
- Diaz, R. J. (2001). Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*, 30(2), 275-281.
- Dortch, Mark S., Tillman, Dorothy H., and Bunch, Barry W. 1992. "Modeling Water Quality of Reservoir Tailwaters," Technical Report. W-92-1, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS
- Dortch, M. S. (1997). Water quality considerations in reservoir management. *Water resources update (USA)*. US Army Corps of Engineers.

- Foulger, T. R., & Petts, G. E. (1984). Water quality implications of artificial flow fluctuations in regulated rivers. *Science of the total environment*, 37(2-3), 177-185.
- Friedrich, J., Janssen, F., Aleynik, D., Bange, H. W., Boltacheva, N., Çagatay, M. N., ... & Gilli, A. (2014). Investigating hypoxia in aquatic environments: diverse approaches to addressing a complex phenomenon. *Biogeosciences (BG)*, 11, 1215-1259.
- Guzmán Arce, C. A. (2013). Incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del Embalse Rapel. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- Hipsey, M.R. (2010). Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM, User Guide.
- Hipsey, M.R., Antenucci, J.P., & Hamilton, D. (2010). Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model: CAEDYM, Science Manual.
- Hudnell, H. K. (Ed.). (2008). *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs* (Vol. 619). Springer Science & Business Media.
- Ibarra, G., De la Fuente, A., & Contreras, M. (2015). Effects of hydropeaking on the hydrodynamics of a stratified reservoir: the Rapel Reservoir case study. *Journal of Hydraulic Research*, 53(6), 760-772.
- Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L. et al., Hydrobiologia (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750(1), 201-227.
- Jones, N. E. (2014). The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible?. *River Research and Applications*, 30(4), 521-526.
- Jung, N. C. (2010). *Eco-hydraulic modelling of eutrophication for reservoir management*. CRC Press.
- Kennedy, R. H., & Walker, W. W. (1990). Reservoir nutrient dynamics. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley and Sons, New York, 109-132.
- Krause, C. W., Newcomb, T. J., & Orth, D. J. (2005). Thermal habitat assessment of alternative flow scenarios in a tailwater fishery. *River Research and Applications*, 21(6), 581-593.: cambio de regimen sude ser positivo para piezas
- Martínez, G., Contreras, M., & Vila, I. (2003). Conceptual models of phytoplankton abundance associated to spatial heterogeneity at the Rapel reservoir (central Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(2), 255-266.

- Moog, O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2), 5-14.
- Morris, G. L., & Fan, J. (1998). *Reservoir sedimentation handbook: design and management of dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use*. McGraw Hill Professional.
- Nürnberg, G. K. (2004). Quantified hypoxia and anoxia in lakes and reservoirs. *The Scientific World Journal*, 4, 42-54.
- Olivares, M. A. (2008). *Optimal hydropower reservoir operation with environmental requirements*. Doctoral dissertation, University of California Davis.
- Olivares, M. A., Haas, J., Palma-Behnke, R., & Benavides, C. (2015). A framework to identify Pareto-efficient subdaily environmental flow constraints on hydropower reservoirs using a grid-wide power dispatch model. *Water Resources Research*, 51(5), 3664-3680.
- Pellaud, M. (2007). *Ecological response of a multi-purpose river development project using macro-invertebrates richness and fish habitat value*. Doctoral dissertation, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Renöfält, B., Jansson, R., & Nilsson, C. (2010). Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(1), 49-67
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need?. *Freshwater biology*, 37(1), 231-249.
- Rossel Bustamante, V. M. (2014). Estudio de la relación entre caudal ecológico, operación hydropeaking y calidad del agua del embalse Rapel. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias de la Ingeniería con Mención en Recursos Hídricos y Medio Ambiente, Universidad de Chile.
- Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J., & Adams, D. D. (2000). Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination?. *Ergebnisse der Limnologie*, 55, 31-44.
- Williams, G. P., & Wolman, M. G. (1984). Downstream effects of dams on alluvial rivers.
- World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments: Coastal and fresh waters* (Vol. 1). World Health Organization.
- Zohary, T., & Ostrovsky, I. (2011). Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1(1), 47-59.