### TESIS DOCTORAL

APROXIMACIÓN BASADA EN CIBERINFRAESTRUCTURAS REMO-TAS Y MODELADO PARA MEJORAR LA GESTIÓN DE LA EUTROFI-ZACIÓN EN LAGOS Y EMBALSES

PHD DISSERTATION

# Remote cyberinfrastructures and modelling based approach for the improvement of eutrophication management in lakes and reservoirs



Agustín Pedro Monteoliva Herreras Dirigida por: Juan Carlos Canteras Jordana E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente Universidad de Cantabria



#### Esta tesis ha sido entregada para el grado de Doctor en Ciencias del Mar

Santander, Febrero de 2016

Dedicada a Toñuca, Omar y Juan

#### RESUMEN

El proyecto tiene como objetivo principal la captura funcional de los procesos y variables determinantes en la eutrofización y el riesgo de proliferaciones de cianobacterias (cHABs) para una gestión optimizada y adaptativa del problema. La aproximación aportará en su conjunto un salto cualitativo en las posibilidades de controlar la calidad de las aguas de los embalses, y se inserta en una nueva línea de iniciativas tecnológicas multidisciplinares que pretenden superar el "siglo del inframuestreo biológico", según la terminología al uso en los grupos de trabajo de plataformas sensoriales autónomas para el medio ambiente.

La eutrofización y las proliferaciones masivas de cianobacterias potencialmente tóxicas en lagos y embalses es un problema ambiental vigente y con una tendencia negativa por sus interacciones con el cambio climático y con las actividades humanas de carácter difuso. La comprensión de los procesos relevantes en estos eventos es necesaria para su gestión eficiente, pero la complejidad y dinamicidad de los ecosistemas involucrados imponen una barrera a los métodos tradicionales de estudio y seguimiento.

Este proyecto aporta una aproximación alternativa para avanzar hacia una gestión adaptativa del problema, y se ha aplicado al embalse de La Cuerda del Pozo (Soria), en el que se producen cHABs de forma recurrente y en el que se han corregido algunos problemas mediante un sistema de saneamiento y depuración en su cuenca de drenaje.

A lo largo de cinco años, se ha desplegado y explotado una ciberinfraestructura de monitorización remota del embalse y su cuenca, se han realizado diversos muestreos y análisis limnológicos de agua, sedimentos y biota, y se han aplicado diferentes modelos de simulación hidrodinámica y biogeoquímica (1DV y 3D) para ensayar diferentes escenarios, incluyendo las situaciones actual (año 2015) y anterior a la puesta en funcionamiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales (año 2010). Además, se han testado otros escenarios de tratamiento complementario mediantes sistemas blandos y biomanipulación.

Como resultado, se ha podido monitorizar en continuo los niveles de cianobacterias y el riesgo asociado según un sistema de alertas calibrado a partir de las recomendaciones de

### CIBER-INFRAESTRUCTURA REMOTA Y MODELADO PARA LA GESTIÓN DE LA EUTROFIZA-CIÓN EN LAGOS Y EMBALSES

la OMS. Los riesgos de cHAB han disminuido notablemente con las acciones depuración pero no han desaparecido y se sigue dependiendo de la variabilidad hidro-meteorológica. Se ha constatado la elevada dinamicidad de las cianobacterias, y su capacidad para utilizar mecanismos adaptativos que retroalimentan su desarrollo.

El sistema desarrollado presenta un alto valor innovador y demostrativo, que puede utilizarse para fines de investigación y para su aplicación en otros casos que padezcan este tipo de problemas ambientales.

#### AGRADECIMIENTOS

Se dice con frecuencia que los méritos de un proyecto nunca son atribuibles enteramente al autor, pero ahora estoy en condiciones de refrendar esta afirmación, y al enfrentarme a esta página en blanco, seleccionar lo que ha de ser su contenido me resulta una de las tareas más arduas. La cantidad de ramificaciones que afloran en este ejercicio, lo acaban convirtiendo en un pequeño viaje introspectivo, que será necesariamente injusto, porque no todo ni todos caben en unas breves líneas.

Este trabajo no hubiera sido posible sin el decidido apoyo y respaldo sin ambages del profesor Juan Carlos Canteras, que me acogió en el Área de Ecología de la UC desde mi llegada a Santander, ya distante en el tiempo, y soportó mis veleidades experimentales, mis idas y venidas, con sereno y certero juicio, acompañándome hasta el final de esta aventura. En este recorrido, la figura del Dr. Raúl Medina ha tenido gran relevancia, no abundan las personas en las que la excelencia profesional y franqueza llegan a cotas tan elevadas; su informado optimismo resulta contagioso.

Muchas son las personas a las que tengo que agradecer su contribución en distintas fases de este proyecto y en su gestación y acciones precedentes, pero no puedo dejar de mencionar a mi equipo más cercano, Elena, José Augusto, Alberto, Tamara, Gonzalo, Àlex... va por vosotros. Mención muy especial merece el grupo de computación avanzada y eciencia del IFCA, que se ha involucrado en la iniciativa de la ciberinfraestructura de Cuerda del Pozo, soportando durante años viento y marea.

En mi vida profesional, muy relacionada con el ámbito de la limnología, he tenido la suerte de conocer a buena parte de los científicos y profesionales que han mantenido el estatus de esta disciplina en nuestro país en el alto rango que alcanzó con el Prof. Ramón Margalef, y a todos ellos les debo un tributo. En este proyecto debo destacar especialmente el respaldo y apoyo del Dr. Antonio Quesada, reconocido experto en la investigación de las cianobacterias, que me ha otorgado una inmerecida confianza.

Y en lo personal, en justicia debo anteponer la figura de Toñuca, la compañera de mi vida, que tanto me enseña y soporta cada día, y la de algunos amigos muy especiales, Mariaje, José Luis, Marian y Jesús.

Por último, pero no menos importante, el origen: Mis padres, y otros con los que comparto genes de los que avenan el intelecto: Alberto y Marco, va por vosotros también. Este proyecto ha sido financiado por diferentes iniciativas y entidades:

- DORII DEPLOYMENT OF REMOTE INSTRUMENTATION INFRASTRUCTURE. DORII PROJECT (RI-213110). EUROPEAN UNION SEVENTH FRAMEWORK PROGRAMME (FP7).
- ROEM+ HIGH RESOLUTION APPROACH FOR MANAGEMENT OF SURFACE WATER EUTROPHICATION IN RURAL AREAS OF THE DUERO RIVER BASIN, FINANCIADO CON FONDOS EUROPEOS A TRAVÉS DEL PROGRAMA LIFE Y COFINANCIADO POR EL INSTITUTO TECNOLÓGICO DE GALICIA Y POR ECOHYDROS, S.L.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO. VARIOS ESTUDIOS Y PROYECTOS.

Y ha contado además con la colaboración de:

- GRUPO DE COMPUTACIÓN AVANZADA DEL IFCA
- IHCANTABRIA
- DPTO. DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
- JOSÉ CARLOS VEGA (LABORATORIO DE LIMNOLOGÍA DEL LAGO DE SANABRIA)
- DRA. LAURA SERRANO (FACULTAD DE BIOLOGÍA DE LA UNIVERSIDAD DE SEVILLA)

### CONTENIDO

1 INT	RODUCCIÓN1
1.1	Eutrofización: Definición y evolución de su estudio en la historia de
LA LIMN	NOLOGÍA1
1.2	CIANOBACTERIAS Y CIANOTOXINAS
1.3	Problemática ambiental abordada: Eutrofización del embalse de La
CUERDA	A DEL POZO (SORIA)
1.4	CIBERINFRAESTRUCTURAS DE MEDICIÓN REMOTA DE LA EUTROFIZACIÓN9
1.5	Sistemas de simulación hidrobiológica aplicados a la eutrofización
	13
1.5.1	Modelos de cuenca13
1.5.2	Modelos de embalse
2 MOT	TIVACIÓN Y OBJETIVOS DEL PROYECTO23
3 MET	CODOLOGÍA
3.1	Información de partida y generación de unidades espaciales de
ANÁLIS	
3.1.1	Obtención, elaboración y catalogación de la información geográfica28
3.1.2	Generación de las unidades de análisis29
3.1.3	Estaciones de control y repositorios externos de datos
3.2	CONFIGURACIÓN Y DESPLIEGUE DE LA CIBERINFRAESTRUCTURA
3.2.1	Plataformas y sensores
3.2.2	Sistemas de energía autónoma y accionamiento dinámico39
3.2.3	Sistemas de captación de datos (DAQs) y de comunicaciones40
3.2.4	Sistema de información y gestión de datos40
3.3	INFORMACIÓN GENERADA A PARTIR DE MUESTREOS Y ANÁLISIS DE LABORATORIO
	44
3.3.1	Calibración secundaria de fluorímetro de ficocianinas45
3.3.2	Campañas limnológicas en ríos46

	3.3.3	Campañas limnológicas en el embalse	48
3.4	1	DEFINICIÓN DE VARIABLES Y ELABORACIÓN DE INDICADORES	53
	3.4.1	Variables atmosféricas	53
	3.4.2	Variables hidromorfológicas	54
	3.4.3	Variables físico-químicas e hidroquímicas	57
	3.4.4	Variables biológicas	58
3.5	5	Modelos de simulación	62
	3.5.1	Modelo de cuenca	62
	3.5.2	Modelo de embalse	69
	3.5.3	Submodelo de excreción de peces	88
4	RES	ULTADOS	.90
4.1	1	DESARROLLO Y EXPLOTACIÓN DE LA CIBERINFRAESTRUCTURA	.90
	4.1.1	Interfaz web	90
	4.1.2	Explotación de datos remotos	96
4.2	2	RESULTADOS DE LOS TRABAJOS DE CAMPO1	16
	4.2.1	Muestreos limnológicos en tributariosl	16
	4.2.2	Muestreos limnológicos en el embalsel	124
4.3	3	Indicadores y sistema de alerta1	40
	4.3.1	Conversión de registros de fluorescencia in situ a clorofila extractiva l	!40
	4.3.2	Calibración de indicadores de biomasa de cianobacterias l	!41
	4.3.3	Sistema de alerta de riesgo potencial de toxicidad de cianobacterias l	!41
4.4	1	Modelado de Cuenca: Carga de nutrientes al embalse y su origen 1	45
	4.4.1	Aportaciones hídricas 1	!45
	4.4.2	Aportaciones de nutrientes1	!48
4.5	5	Modelado dinámico del embalse y ensayos de gestión1	58
	4.5.1	Resultados del modelo 1DV1	!58
	4.5.2	Resultados del modelo 3Dl	164
5	DISC	CUSIÓN1	171
5.1	l	CIBERINFRAESTRUCTURAS REMOTAS APLICADAS A EMBALSES 1	71
5.2	2	ASPECTOS LIMNOLÓGICOS1	73
	5.2.1	Tributarios 1	173
	5.2.2	Embalse	175
	5.2.3	Evolución de los cHABs y posibles mecanismos l	179
Mo	ODEL	ADO DINÁMICO DEL HIDRO-ECOSISTEMA1	83
5.3	3	Repercusiones en la gestión de los cHAB y eutrofización1	86

óve d'Tanglateley Fritadnum & Neegu 2014

6	CONCLUSIONES GENERALES	.189
7	REFERENCIAS	.193
8	APÉNDICES	.209

Apéndice 1 Características de los sensores	211
Apéndice 2 Métodos de análisis en muestras de agua	223
Apéndice 3 Métodos de análisis en muestras de sedimentos	231
Apéndice 4 Listado de variables e indicadores	239
Apéndice 5 Resultados de análisis granulométricos en sedimentos	255

# ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 3.1. FUENTES DE DATOS GEOESPACIALES EMPLEADAS 29
TABLA 3.2.    REPRESENTACIÓN DE TIPOS DE SUELO EN CADA SUBCUENCA (%), Y      CONCENTRACIÓN DE NITRÓCENO Y EÓSEORO RESULTANTE    65
CONCENTRACION DE NITROGENO Y FOSFORO RESULTANTE.
TABLA 3.3. CABEZAS DE GANADO EN LOS MONTES DE UTILIDAD PÚBLICA DE LA CUENCA
DE LA CUERDA DEL POZO67
TABLA 3.4.    DECLARACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN LA SIMULACIÓN DYRESM73
TABLA 3.5. DECLARACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN LA SIMULACIÓN CAEDYM77
TABLA 4.1. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS PRINCIPALES VARIABLES REGISTRADAS EN
LA PLATAFORMA CENTRAL
TABLA 4.2. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LOS INDICADORES DE ESTRATIFICACIÓN
TÉRMICA
TABLA 4.3. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS VARIABLES MONITORIZADAS EN LA BOYA
DE VINUESA
TABLA 4.4. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS VARIABLES MONITORIZADAS EN LA BOYA
DE PLAYA <b>P</b> ITA
TABLA 4.5. ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA DE LAS VARIABLES MONITORIZADAS EN EL RÍO
Duero

TABLA 4.6. FRACCIONES DEL NITRÓGENO EN LOS TRIBUTARIOS (CICLO 2010/11) 117
TABLA 4.7. FRACCIONES DEL FÓSFORO Y CARBONO EN TRIBUTARIOS (CICLO 2010/11). 120
TABLA 4.8. FRACCIONES DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO EN LOS TRIBUTARIOS (CICLO 2013/15)
TABLA 4.9. FRACCIONES DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL EMBALSE (CICLO 2010/11)
Tabla 4.10. Resultados analíticos de biovolumen $(MM^3/M^3)$ de especies de
CIANOBACTERIAS (AÑO 2010)128
TABLA 4.11. FRACCIONES DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL EMBALSE (CICLO 2013/15)
TABLA 4.12. FRACCIONES DEL NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL EMBALSE (CICLO 2013/15)
TABLA 4.13. ESTADÍSTICOS DE APORTACIONES DE FÓSFORO, SEGÚN LAS FUENTES
GENERADORAS (CICLO 2013/15) 148
TABLA 4.14. RESUMEN DE APORTACIONES DE NITRÓGENO AL EMBALSE SEGÚN LAS
FUENTES (CICLO 2013/15)151
TABLA 4.15. VALORES Y RENDIMIENTOS EN NUTRIENTES DEL PLAN DE SANEAMIENTO DEL
ALTO DUERO 152
TABLA 4.16. DATOS PARA EL PREDIMENSIONADO DE UN HUMEDAL CONTROLADO EN
VINUESA

Ave d Tarsplateby Fritalisan & 2014

# ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1. SITUACIÓN DEL EMBALSE DE LA CUERDA DEL POZO Y DETALLE DE SU CUENCA DE DRENAJE
FIGURA 1.2. ABUNDANCIA DE LAS DISTINTAS CLASES DE FITOPLANCTON A LO LARGO DEL AÑO 2007
FIGURA 1.3. BIOVOLUMEN DE CIANOBACTERIAS (AGOSTO-OCTUBRE 2010) EN EL EMBALSE DE CUERDA DEL POZO
FIGURA 1.4. REPRESENTACIÓN ESQUEMÁTICA DEL CICLO HIDROLÓGICO TAL Y COMO SE REPRODUCE DENTRO DEL MODELO WIMMED
Figura 1.5. Modelos de diferentes dimensiones para el estudio de lagos y embalses
FIGURA 3.1. DIAGRAMA CONCEPTUAL DE LA APROXIMACIÓN METODOLÓGICA GENERAL 27
FIGURA 3.2. MODELO TOPOBATIMÉTRICO DE LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL EMBALSE DE LA CUERDA DEL POZO
FIGURA 3.3. GENERACIÓN DE LA RED HIDROGRÁFICA Y DELIMITACIÓN DE SUBCUENCAS 30
FIGURA 3.4. GENERACIÓN DE LA RED HIDROGRÁFICA Y DELIMITACIÓN DE SUBCUENCAS
PRINCIPALES
PRINCIPALES.    31      FIGURA 3.5. SUBCUENCAS FINALES DE ANÁLISIS Y MODELADO    32      FIGURA 3.6. MAPA DEL ÁREA DE DEMOSTRACIÓN Y APLICACIÓN DEL PROYECTO ROEM+    33      FIGURA 3.6. MAPA DEL ÁREA DE DEMOSTRACIÓN Y APLICACIÓN DEL PROYECTO ROEM+    33      FIGURA 3.7. ESQUEMA DE LOS PRINCIPALES ELEMENTOS DE LA CIBERINFRAESTRUCTURA Y    34      FIGURA 3.7. ESQUEMA DE LOS PRINCIPALES ELEMENTOS DE LA CIBERINFRAESTRUCTURA Y    34      FIGURA 3.8. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITORIZACIÓN TELEMETRIZADAS    34      FIGURA 3.8. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MONITORIZACIÓN TELEMETRIZADAS    35      FIGURA 3.9. COMPONENTES BÁSICOS DE LA PLATAFORMA PERFILADORA CENTRAL    36      FIGURA 3.10. BOYAS DE MONITORIZACIÓN DE CIANOBACTERIAS EN EL EMBALSE    37      FIGURA 3.11. PLATAFORMA DE MONITORIZACIÓN DE TRIBUTARIOS (RÍO DUERO)    38      FIGURA 3.12. ARQUITECTURA INTERNA DE UNA PLATAFORMA    40

FIGURA 3.14. ARQUITECTURA INTERNA DE UNA PLATAFORMA
FIGURA 3.15. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN RÍOS Y EMBALSE DEL AÑO
2010
FIGURA 3.16. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO EN TRIBUTARIOS DURANTE EL CICLO DE MUESTREOS DEL PERIODO 2013 A 2015
FIGURA 3.17. UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO DE SEDIMENTOS
FIGURA 3.18. ESPECTRO DE RADIACIÓN SOLAR Y ACTIVIDAD FOTOSINTÉTICA (HTTPS://NATURALMENTECIENCIAS.WORDPRESS.COM)
FIGURA 3.19. ALZADO ESQUEMÁTICO CON LA CONFIGURACIÓN HIDRÁULICA DE LA PRESA DE LA CUERDA DEL POZO
FIGURA 3.20. ESQUEMA Y ECUACIÓN DEL ALGORITMO DE AJUSTE AL PERFIL TÉRMICO VERTICAL (A PARTIR DE COOK & RIMMER, 2010)
FIGURA 3.21. ESQUEMA DE LOS PROCESOS IMPLICADOS EN EL BALANCE HÍDRICO DEI MODELO GWLF
FIGURA 3.22. PROCESOS DE INTERCAMBIO DE CALOR EN EMBALSES.TOMADO DE MEDINA ET AL., 2012
FIGURA 3.23. PLANTEAMIENTO GENERAL DEL MODELO CAEDYM
FIGURA 3.24. EJEMPLOS DE MALLA SIGMA (IZQUIERDA) Y MALLA Z (DERECHA), TOMADO DE DELTARES (2011)
FIGURA 3.25. VISTA DE LA MALLA DE SIMULACIÓN PARA EL EMBALSE DE CUERDA DEI POZO EN EL MÓDULO DELFT-RFGRID
FIGURA 3.26. VISTA DE LA BATIMETRÍA GENERADA PARA EL EMBALSE DE CUERDA DEI POZO EN EL MÓDULO DELFT-QUICKIN
FIGURA 3.27. ESQUEMA DE LAS VARIABLES DE ESTADO Y PROCESOS INCLUIDOS EN EI MODELO ECO. TOMADO DE SMITS (2007)
FIGURA 3.28. DIAGRAMA DE LAS RELACIONES ENTRE VARIABLES EN EL MODELO DE EXCRECIÓN DE LA CARPA
FIGURA 4.1. PÁGINA PRINCIPAL DE ACCESO A LA APLICACIÓN WEB
FIGURA 4.2. NOTA DE AVISO: DATOS PENDIENTES DE REVISIÓN
FIGURA 4.3. REPRESENTACIÓN GRÁFICA EN MODO ESTACIONARIO

Word Tangkiteby Friedman & Norgan 2014

FIGURA 4.4. VISOR DE SELECCIÓN DE PERFILES
FIGURA 4.5. EJEMPLO DE VISUALIZACIÓN EN MODO PERFILADO96
FIGURA 4.6. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA TEMPERATURA DEL AGUA EN LA ESTACIÓN DE PRESA
FIGURA 4.7. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA EN LA ESTACIÓN DE PRESA
FIGURA 4.8. EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL OXÍGENO DISUELTO EN LA ESTACIÓN DE PRESA
FIGURA 4.9. EVOLUCIÓN TEMPORAL DEL PH EN LA ESTACIÓN DE PRESA101
Figura 4.10. Evolución temporal varios parámetros en profundidad y en el tiempo
FIGURA 4.11. VALORES MEDIOS MENSUALES DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A. 104
FIGURA 4.12. VALORES MEDIOS MENSUALES DE LA CONCENTRACIÓN DE FICOCIANINAS
FIGURA 4.13. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE LA PROFUNDIDAD DE LA TERMOCLINA EN LA ESTACIÓN DE PRESA
FIGURA 4.14. REGISTROS DE LAS VARIABLES MÁS RELEVANTES DE LA BOYA DE VINUESA
FIGURA 4.15. REGISTROS DE LAS VARIABLES MÁS RELEVANTES DE LA BOYA DE PLAYA PITA
FIGURA 4.16. REGISTROS DE LA MONITORIZACIÓN EN LA PLATAFORMA DEL RÍO DUERO
FIGURA 4.17. REGISTROS TURBIDEZ Y CAUDAL EN LA PLATAFORMA DEL RÍO DUERO113
FIGURA 4.18. DESAGREGACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD EN EL RÍO REMONIO, AGUAS ABAJO DE LA EDAR
FIGURA 4.19. IMAGEN Y ESQUEMA DEL TANQUE DE UNA DE LAS EDAR INSTALADA EN LA CUENCA
FIGURA 4.20. EJEMPLOS DE REGISTROS SUBDIARIOS EN EL RÍO REMONIO, AGUAS ABAJO DE LA EDAR

FIGURA 4.21. REGRESIÓN LINEAL ENTRE LOS NITRATOS Y LA CONDUCTIVIDAD EN RM1
FIGURA 4.22. FRACCIONES DEL NITRÓGENO EN LOS TRIBUTARIOS (PERIODO 2010/11) 118
FIGURA 4.23. FRACCIONES DEL FÓSFORO EN LOS TRIBUTARIOS (PERIODO 2010/11) 119
FIGURA 4.24. FRACCIONES DEL NITRÓGENO EN LOS TRIBUTARIOS (PERIODO 2013/15) 121
FIGURA 4.25. FRACCIONES DEL FÓSFORO EN LOS TRIBUTARIOS (PERIODO 2013/15) 122
FIGURA 4.26. FRACCIONES DEL NITRÓGENO EN EL EMBALSE (PERIODO 2010/11) 125
FIGURA 4.27. FRACCIONES DEL FÓSFORO EN EL EMBALSE (PERIODO 2010/11)126
FIGURA 4.28. PROMEDIOS DE CLOROFILA A EN LOS DIFERENTES GRUPOS FITOPLANCTÓNICOS (PERIODO 2010/11)
FIGURA 4.29. BIOVOLUMEN DE CIANOBACTERIAS (AGOSTO-OCTUBRE DE 2010) 129
FIGURA 4.30. ESPECIES DE CIANOBACTERIAS IDENTIFICADAS EN 2010. DE IZQUIERDA A DERECHA: <i>MICROCYSTIS FLOS-AQUAE</i> , <i>ANABAENA</i> SP., <i>APHANIZOMENON FLOS-AQUAE</i> Y <i>WORONICHINIA NAEGELIANA</i>
FIGURA 4.31. NITRATOS EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DEL EMBALSE (VERANO DE 2014)
FIGURA 4.32. FÓSFORO TOTAL EN LAS DIFERENTES ESTACIONES DEL EMBALSE (VERANO DE 2014)
FIGURA 4.33. PROPORCIÓN DE FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS EN LOS SEDIMENTOS DEL EMBALSE
FIGURA 4.34. MAPA DE TIPOS DE FONDO, GENERADO A EFECTOS DEL INTERCAMBIO DE FÓSFORO
FIGURA 4.35. MAPAS ELABORADOS DE FORMAS QUÍMICAS DEL FÓSFORO Y HIERRO EN SEDIMENTOS
FIGURA 4.36. AJUSTE DEL MODELO DE REGRESIÓN LINEAL PARA PREDECIR LA CHLA_LAB
FIGURA 4.37. REGRESIÓN LINEAL ENTRE EL BIOVOLUMEN Y EL ÍNDICE DE FICOCIANINAS
FIGURA 4.38. ESCALAS DEL SISTEMA DE ALERTA POR RIESGO POTENCIAL DE CHAB TÓXICO 

Ave d Tarsplateby Fritalisan & 2014

FIGURA 4.39. EVOLUCIÓN TEMPORAL DE CHABS Y ESPECIES QUE LOS PROTAGONIZARON
FIGURA 4.40. PRECIPITACIÓN MENSUAL Y ANUAL AL EMBALSE
FIGURA 4.41. APORTACIÓN HÍDRICA MENSUAL Y ANUAL AL EMBALSE146
FIGURA 4.42. SERIES DE CAUDALES SIMULADAS Y MEDIDAS EN ESTACIONES DE AFORO 147
FIGURA 4.43. APORTACIONES DE FÓSFORO SEGÚN LAS FUENTES DE ORIGEN (PERIODO 2010- 2014)
FIGURA 4.44. APORTACIONES ANUALES DE FÓSFORO TOTAL (KG) Y PRECIPITACIÓN ANUAL EN LA CUENCA BAJA
FIGURA 4.45. CONTRIBUCIÓN DE LAS FUENTES DE FÓSFORO (AÑO COMPLETO Y PERIODO DE ESTRATIFICACIÓN)
FIGURA 4.46. Aportaciones de nitrógeno según las fuentes de origen (periodo 2010-2014)
FIGURA 4.47. MASA MENSUAL DE NUTRIENTES EXCRETADA POR LAS CARPAS EXTRAÍDAS DEL EMBALSE
FIGURA 4.48. APORTACIONES DE FÓSFORO AL EMBALSE SEGÚN LOS DIFERENTES ESCENARIOS
FIGURA 4.49. CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO A PARTIR DE LAS CARGAS PARA DISTINTOS ESCENARIOS DE GESTIÓN
FIGURA 4.50. COMPARACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LA ESTRUCTURA TÉRMICA REAL (ARRIBA) Y SIMULADA (ABAJO)
FIGURA 4.51. RESULTADO DE LA SIMULACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (MG/L)
FIGURA 4.52. ÍNDICE DE NITRATOS MEDIDO (ARRIBA) Y CONCENTRACIÓN DE NITRATOS (MG/L) SIMULADA (ABAJO)
FIGURA 4.53. COMPARACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LAS FICOCIANINAS EN LOS CUATRO CASOS SIMULADOS
FIGURA 4.54. REGISTROS DE LAS FICOCIANINAS EN PERFILES VERTICALES DIARIOS (AÑO 2015)

FIGURA 4.55. COMPARACIÓN ENTRE EL NIVEL DE EMBALSE OBTENIDO POR SIMULACIÓN Y
EL REAL
FIGURA 4.56. REGISTROS DE LAS FICOCIANINAS EN PERFILES VERTICALES DIARIOS (AÑO
2015)
FIGURA 4.57. COMPARACIÓN DE PERFILES VERTICALES DE TEMPERATURA SIMULADOS Y
MONITORIZADOS166
FIGURA 4.58. PERFILES TRANSVERSALES DE TEMPERATURA, OBTENIDOS POR SIMULACIÓN
FIGURA 4.59. DISTRIBUCIÓN EN PLANTA DE LOS NITRATOS EN LA CAPA DE 6 M DE
PROFUNDIDAD168
FIGURA 4.60. DISTRIBUCIÓN EN PLANTA DE LOS ORTOFOSFATOS EN LA CAPA DE 6 M DE
PROFUNDIDAD 169
FIGURA 4.60. DISTRIBUCIÓN EN PLANTA DE LOS ORTOFOSFATOS EN LA CAPA DE 6 M DE
PROFUNDIDAD 170
FIGURA 5.1. DATOS EN CONTINUO DE TEMPERATURA, CLOROFILA A Y FICOCIANINAS ENTRE
2010 y 2013
FIGURA 5.2. REGISTROS CONTINUADOS DE NITRATOS EN EL EMBALSE (PERIODO 2011-2014)
FIGURA 5.3. MECANISMOS DE LAS CIANOBACTERIAS QUE INTERVIENEN EN EL RECICLAJE
INTERNO DE FÓSFORO. TOMADO DE COTTINGHAM (2015)182

onglateby Fritolisan 2014

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 Eutrofización: Definición y evolución de su estudio en la historia de la limnología

La eutrofización es una forma de contaminación del medio acuático que causa importantes alteraciones, compromete el buen estado ecológico y los usos del agua, y en ocasiones puede suponer un riesgo sanitario. Es un proceso que puede cursar con coloraciones anómalas del agua, pérdida de transparencia, olores y sabores desagradables, descompensaciones acusadas de oxígeno disuelto y toxicidad por el desarrollo masivo de ciertas algas del fitoplancton, alteraciones que producen degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua para el abastecimiento, baño y de los usos del agua en general.

La causa última de la eutrofización es una concentración excesiva de los nutrientes de los productores primarios acuáticos (algas), pero como en todo proceso ecosistémico hay multitud de variables e interacciones ambientales y biológicas que modifican su respuesta. Efectivamente, el efecto más inmediato de la eutrofización es un incremento de la producción primaria del fitoplancton o de los macrófitos acuáticos (Richardson and Jørgensen 1996), pero también puede acarrear cambios en el flujo de energía de las redes tróficas acuáticas y amplios efectos ecosistémicos (e.g., Carpenter et al. 1998).

El conocimiento de las relaciones entre los nutrientes y la productividad de los ecosistemas acuáticos comenzó con el trabajo pionero de Weber (1907) en turberas, que acuñó el término eutrofización, y de Johnstone (1908) en el Mar del Norte. Aunque pronto comenzaron a desarrollarse en el norte de Europa sistemas de clasificación del estado de las aguas superficiales, hubo una gran incertidumbre en los 50 años subsiguientes sobre los detalles físicos, químicos y ecológicos del proceso de la eutrofización, que generaron acalorados debates sobre la importancia relativa de los diferentes nutrientes minerales, especialmente los macronutrientes nitrógeno (N), fósforo (P) y carbono (C).

El desarrollo y uso del término y los primeros estudios extensivos en lagos fue tratado en detalle en Hutchinson (1973), pero hasta que no fue posible medir la producción primaria en los lagos directamente y se entendieron conceptos como la renovación del agua y el papel de las actividades humanas en la cuenca del lago, no se empezaron a determinar los esquemas de clasificación, al usar la biomasa o la producción primaria como indicador clave (Wetzel, 2001).

La eutrofización de los lagos se ha considerado como un proceso natural de envejecimiento de la cubeta que va siendo progresivamente menos profundo y más productivo a lo largo del tiempo geológico (Rodhe, 1969) y se estableció la diferenciación entre una eutrofización natural y otra cultural (Hasler, 1947), que en realidad no es sino una aceleración del proceso por el efecto catalizador de la actividad humana. No obstante, hay evidencias más recientes de que la transición de oligotrofia a eutrofia no se da necesariamente en todos los lagos prístinos y en ocasiones se ha podido dar el proceso inverso (Smith et al., 2006).

El caso de los embalses es diferente al de los lagos, tanto por su carácter hidrodinámico intermedio entre un río y un lago, como su ubicación y por el régimen de explotación hidráulica. Los embalses presentan mayor susceptibilidad a la eutrofia debido a la carga de materia orgánica que deben procesar en los primeros años de inundación y por la alta relación entre las superficies de cuenca y de lámina de agua, que favorece el mantenimiento de unas mayores aportaciones relativas de nutrientes por unidad de superficie (Palau, 2003). En un país Mediterráneo como España, más del 50% de los embalses están afectados por la eutrofización (Monteoliva and Muñoz, 2000).

El primer estudio que vinculó los cambios en la cuenca de drenaje con la eutrofización del lago (o embalse) fue el de Vollenweider (1968), que estableció una serie de sencillos modelos que relacionaban el estado trófico con las cargas de fósforo y la profundidad media del lago, y que centraba el problema en el fósforo como elemento que frecuentemente limitaba el crecimiento de las algas en los lagos, por lo que se propuso cambiar la formulación de los detergentes, que en aquel momento contenían un 50% de fósforo. La primera evidencia de que un lago podría recuperarse de la eutrofia mediante el control de las aportaciones externas de fósforo procede de los trabajos que durante décadas se realizaron en el Lago Washington, documentando la mejoría en respuesta al desvío de las aguas residuales que se vertían al lago (Edmonson 1970, 1991). Esto generó una serie de campañas y acciones por parte del poderoso sector de los jabones y detergentes, que

pretendían frenar la adopción de medidas legislativas para el control del fósforo, usando argumentos análogos a los que más recientemente han utilizado los escépticos del cambio climático para disociar el calentamiento global del incremento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera. Pero la acumulación de evidencia en los estudios limnológicos provocó que el fósforo estuviera sometido a una regulación estándar en la mayor parte de los países del primer mundo (Schindler, 2006), limitando su vertido a las aguas superficiales.

En la década de los noventa se comenzó a dar importancia a las aportaciones difusas de nutrientes, y se aportaron evidencias del incremento de la eutrofización en respuesta a modificaciones en el uso del suelo y a las escorrentías en suelo urbano (e.g., Jeppesen et al., 1999; Cairns, 1995). Sin embargo, la reducción de estas fuentes de aportación de nutrientes es mucho más difícil que la de las fuentes localizadas e implican cambios en los usos del suelo y restauración o creación de humedales y zonas riparias.

Otro aspecto en el que se ha venido trabajando en las últimas décadas es en la intervención en procesos internos del lago, como en la renovación del agua o en la recarga interna de nutrientes (retorno desde los sedimentos a la columna de agua), que es altamente variable entre lagos y épocas, y no solamente depende de la anoxia (Moosman et al., 2005). La intervención en la estructura de la comunidad biológica del lago (biomanipulación) es también una vía de trabajo y los experimentos realizados en macrocosmos respaldan la hipótesis de la "cascada trófica" (Carpenter et al., 1995; Elser et al., 2000; Meijer et al., 1994; Parker and Schindler, 2006) que sostiene que con una carga de nutrientes constante, las redes tróficas acuáticas con un número par de niveles tróficos pelágicos tienden a presentar menor abundancia de algas que las que tienen un número impar.

La adopción de medidas correctoras de la eutrofización es difícil de optimizar por la gran complejidad de los ecosistemas acuáticos, y considerando el elevado coste que pueden llegar a tener, se está trabajando en los últimos años en la línea de obtener datos suficientes para monitorizar los cambios y para alimentar modelos específicos de cada caso o masa de agua.

#### 1.2 Cianobacterias y cianotoxinas

Los organismos del fitoplancton que más frecuentemente se asocian con la eutrofización de las aguas continentales son las cianobacterias, que pueden formar proliferaciones de muy alta densidad celular que causan daños severos al ecosistema y pérdidas económicas

que aún no están suficientemente estimadas. Estas explosiones de algas nocivas se conocen como *Cyanobacteriae Harmful Algae Blooms* (cHAB, en adelante) y algunos de sus efectos son la pérdida de transparencia del agua, acusadas fluctuaciones de los niveles de oxígeno y del pH, olores y sabores desagradables y liberación de toxinas al medio acuático, que puede ocasionar la muerte de especies acuáticas, pero también del ganado y otros vertebrados que abrevan en aguas afectadas, así como aves acuáticas e incluso en ocasiones del ser humano (e.g., Vasconcelos, 2006).

Se tiene conocimiento de proliferaciones de cianobacterias tóxicas en cuerpos de agua dulce y salada desde hace al menos 2.000 años (Fogg et al. 1973, Codd and Beattie 1991). Las proliferaciones de cianofíceas conllevan riesgos particularmente graves para la salud asociados con la producción de toxinas y compuestos de olor desagradable (Ahn et al. 2007), que han provocado en muchos países mortalidad en el ganado y enfermedades humanas (WHO 2003).

Las cianobacterias amenazan actualmente la salud de algunas de las mayores masas de agua continentales del mundo, tales como los lagos Zurich (Europa), Erie (EEUU), Taihu (China) y Victoria (África). En Europa, están en riesgo de eutrofización más de la mitad de los principales lagos y embalses, de un total de 2.227 registrados en la base de datos WISE (*The Water Information System for Europe*) de la Agencia Ambiental Europea. En España, un país con unos 1200 embalses, casi el 25% de los que se incluyeron en el último estudio extensivo presentan dominancia de cianobacterias (De Hoyos et al., 2008).

Existe una fuerte evidencia de que el desarrollo de cHABs se ha venido incrementando en décadas recientes y en el papel crucial de la concentración de nutrientes, especialmente fósforo, pero también de las condiciones climáticas más cálidas y secas, que a su vez generan una estratificación más estable de la masa de agua (Carvalho et al., 2013). En un estudio de 143 lagos a través de un gradiente latitudinal que va desde la Europa subártica hasta el sur de Sudamérica (Kosten et al., 2012), se ha concluido que aunque el clima más templado no implica necesariamente una biomasa más elevada del fitoplancton, el porcentaje del biovolumen del fitoplancton total atribuible a las cianobacterias se incrementa sensiblemente con la temperatura. Se demuestra además un efecto sinérgico entre los nutrientes y el clima.

Pero el desarrollo de cHABs no solamente responde a la carga externa de nutrientes que recibe la masa de agua, sino que hay factores internos que regulan la respuesta e incluso las propias cianobacterias podrían ser facilitadoras del proceso (Cottingham et al., 2015).

Las cianobacterias (cianofíceas o algas verde azuladas) son organismos procariotas fotosintéticos que pueden producir metabolitos secundarios bioactivos (cianotoxinas) que representan un riesgo para la salud. Incluyen aproximadamente 150 géneros que engloban unas 2000 especies y se dividen en cuatro órdenes, según sus características morfológicas: Chroococales, Oscillatoriales, Nostocales y Stigonematales (Cobo et al., 2012).

No todas las cianobacterias tienen la capacidad de producir compuestos tóxicos, aunque algunos de los géneros potencialmente productores presentan una gran ubicuidad. Dada su diversidad química, la clasificación de los diferentes tipos de toxinas se ha realizado en cinco clases en función del efecto que producen sobre los órganos de animales: Hepatoxinas (principalmente microcistinas y nodularinas), neurotoxinas (saxitoxinas y anatoxinas), citotoxinas (fundamentalmente la cilindrospermopsina), dermatotoxinas (aplisiatoxina entre otras) y endotoxinas (lipopolisacáridos de toxicidad limitada que forman parte de la pared de todas las cianobacterias).

Para las cuatro primeras clases de toxinas el número de géneros que han presentado cepas productoras es muy limitado. Se consideran géneros potencialmente tóxicos aquellos en los cuales se han encontrado al menos una cepa de sus especies ha sido confirmada como productora de toxinas. Bajo estas premisas, se han encontrado al menos 10 géneros de cianobacterias potencialmente tóxicos en las aguas continentales españolas (Cirés & Quesada, 2011). Entre ellos cabe destacar por su amplia distribución en los cuerpos de agua europeos tres de ellos: *Anabaena* (actualmente *Dolichospermun*), *Aphanizomenon y Microcystis*.

Hay numerosos casos registrados y bien documentados de intoxicaciones producidas por cianobacterias (Codd et al., 2005). Existen cuatro formas principales de exposición a estas cianotoxinas en los seres humanos: Ingestión oral, contacto epidérmico, inyección intraperitoneal y por inhalación, que está muy limitada a las exposiciones relacionadas con los deportes acuáticos (Carrasco, 2007).

En el caso de las hepatotoxinas los efectos pueden ser serios a elevadas concentraciones, fundamentalmente en el tracto gastrointestinal, y particularmente en el hígado, habién-

dose descrito muertes o afecciones graves en varios países, causadas por dichos compuestos (De Hoyos, 2008). También se ha establecido una relación entre la exposición crónica a estos compuestos a dosis subletales y el desarrollo de cáncer de hígado (Quesada, 2003).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha propuesto provisionalmente un nivel de referencia de 1  $\mu$ g/l de microcistina-LR para el agua potable, a partir de los estudios toxicológicos previos (Falconer et al., 1999). Este valor guía está siendo aplicado como umbral de seguridad en las legislaciones nacionales, y se ha propuesto también para las cilindrospermopsinas (Humpage & Falconer, 2003). Para las saxitoxinas, Fitzgerald et al. (1999) propusieron el umbral de 3  $\mu$ g/l. Estos valores no tienen en cuenta la acción promotora de tumores de las toxinas en exposiciones crónicas, para la que se propone un valor de 0.3  $\mu$ g/l (Codd, 2005).

# 1.3 Problemática ambiental abordada: Eutrofización del embalse de La Cuerda del Pozo (Soria)

El embalse de Cuerda del Pozo (año 1.941), se ubica en la provincia de Soria, unos 40 km aguas arriba de su capital. Su cuenca se emplaza en el Alto Duero, en las estribaciones de los Picos de Urbión y Cebollera, en el Sistema Ibérico (Figura 1.1). Este embalse regula el río Duero, abastece de agua potable a la ciudad de Soria y otras localidades cercanas y sirve para regar 26.000 hectáreas hasta su confluencia con el río Pisuerga.

El embalse tiene una extensión de 2176 ha en su máximo nivel normal, longitud máxima de 12 km, profundidad media de 10m y máxima es de 36m. Su capacidad máxima original es de 229,2 hm<sup>3</sup>. Se trata de un embalse de medianas dimensiones pero con un gran desarrollo de superficie y una compleja morfología que permite la formación de varias masas de agua bien diferenciadas y amplias zonas de somera profundidad.

Sus aguas presentan históricamente unas condiciones de calidad inferiores a lo que sería previsible según su situación y las características de su cuenca, muy rural, con una baja densidad de población y bien forestada.



Figura 1.1. Situación del embalse de la Cuerda del Pozo y detalle de su cuenca de drenaje

En el diagnóstico del estado trófico de los embalses realizado en el año 1997 por la Confederación Hidrográfica del Duero (en adelante, CHD), ya se estableció que el embalse estaba sometido a un proceso de eutrofización excesiva (en grado de eutrofia) y la necesidad de impulsar acciones correctoras para revertir esa tendencia y evitar sus consecuencias menos deseables, como las proliferaciones de algas cianofíceas potencialmente tóxicas.

En los últimos estudios limnológicos realizados (CHD, 2007 y 2010), se detectaron concentraciones elevadas de cianofíceas y dominancias casi absolutas en el fitoplancton (Figura 1.2.) y presencia significativa de hasta 4 especies potencialmente tóxicas (Figura 1.3), una de las cuales (*Anabaena* sp.) se identificó como productora de cilindrospermopsina.



Figura 1.2. Abundancia de las distintas clases de fitoplancton a lo largo del año 2007





En el año 2010 se finalizaron las obras del Plan de Saneamiento y Depuración de las Poblaciones del Alto Duero, que supuso una disminución de las aportaciones de nutrientes al embalse. Se puede considerar que las cinco depuradoras de aguas residuales construidas entraron en pleno funcionamiento durante el año hidrológico 2010/11. Se trata de

cinco nuevas depuradoras que están ubicadas en Covaleda, Vinuesa, Duruelo de la Sierra, Abejar y Molinos de Duero. Cuentan con sistemas biológicos de aireación prolongada tipo SBR (*Sequencing Batch Reactor*) y prestan servicio a más de 20.000 h-eq en verano.

No obstante, se seguía sin tener un conocimiento con suficiente resolución de la carga de nutrientes al embalse ni de su origen, así como de la respuesta trófica del embalse y del riesgo de proliferaciones de cianobacterias, y su complejidad requería un abordaje diferente.

#### 1.4 Ciberinfraestructuras de medición remota de la eutrofización

Hasta hace pocos años, los análisis de calidad de las aguas se realizaban casi exclusivamente mediante la recolección de una muestra y su posterior análisis en el laboratorio. Este laborioso proceso resulta lento, caro en términos de coste por dato, y poco útil para detectar eventos de contaminación de vida corta (Yang et al., 2002) y para la detección temprana de procesos como los cHABs.

También en el contexto de la Directiva Marco del Agua y de la calidad del agua en general, la medición en continuo mediante sensores remotos de algunos de los parámetros requeridos proporcionaría información actualizada y mayor representatividad de las tendencias a largo plazo de las fluctuaciones en las concentraciones de los elementos de interés (O'Flynn et al., 2010).

Los sistemas de prospección remota en tiempo real ofrecen una solución potencial a esta demanda y, de hecho, es un campo de investigación muy activo (e.g. Johnson et al., 2007; Loisa et al., 2015). Anteriormente a la disponibilidad de sistemas autónomos de monitorización, y ya en la década de 1970, se habían abordado con éxito algunas investigaciones sobre los HABs en el ámbito de la oceanografía ("mareas rojas") y de la limnología en casos en los que las condiciones eran similares a lo largo de los años, recurriendo a aproximaciones multifacéticas que combinaban técnicas de observación, experimentación *in vitro*, modelado y validación con información de campo muy limitada que exigía el desarrollo de numerosas y caras campañas de muestreo (Cullen, 2008).

En ese periodo se fue evidenciando que las aproximaciones científicas convencionales y reduccionistas, que confinaban el estudio de las alteraciones producidas por los estresores antropogénicos a iniciativas de grupos aislados de disciplinas y lugares dispares, no

eran apropiadas para afrontar procesos tan complejos e interdependientes que son propiedades inherentes a los ecosistemas naturales (e.g., Rigler and Peters 1994).

Los posteriores avances en las tecnologías de la observación y modelado, sustentados en el gran salto que se ha producido en la primera década de este milenio en las capacidades de comunicaciones y computación, han transformado la naturaleza de la investigación en ecología, y actualmente ya hay iniciativas de monitorización remota de ecosistemas acuáticos a gran escala. Los sistemas de observación remota de HABs comenzaron en aplicaciones oceanográficas (p.e. Babin et al., 2008; GEOHAB, 2014), pero ya existen iniciativas extensivas en lagos, entre las que destaca el proyecto GLEON - *Global Lake Ecological Observatory Network* (Weathers et al., 2013).

Las redes de sensores permiten la obtención de datos de diverso tipo (desde temperatura a imágenes y sonido) a intervalos frecuentes -incluso varias veces por segundo-, en amplias zonas, y permiten a los ecólogos y biólogos de campo acometer muestreos intensivos y expansivos y registrar de forma no intrusiva nuevos tipos de datos (Porter et al., 2005). Más aún, las plataformas autónomas de monitorización remota permiten obtener flujos de datos en tiempo real o cuasi-real, para alimentar sistemas de detección y reacción temprana, y de simulación y predicción, pero también para utilizar los ecosistemas como macro y mesocosmos experimentales, y monitorizar lugares de difícil y, en ocasiones, arriesgada accesibilidad.

Este tipo de tecnología y enfoque ya se está aplicando en embalses, incluso por entidades de abastecimiento de aguas, y desde el punto de vista de la investigación está creciendo notablemente el interés en este campo, especialmente por el carácter centinela de cambios globales y a nivel de cuenca hidrográfica que se otorga a los embalses (Williamson et al., 2009). En la monitorización remota de un embalse a escala de cuenca ya hay algún caso que parcialmente está utilizando alguna solución instrumental del tipo de la que se aplica en este proyecto, entre los que destaca el embalse de Rappbode en Alemania (Rinke et al., 2013), y también se deben destacar aplicaciones como la del embalse de las Tres Gargantas en China, para la monitorización y predicción del fitoplancton (Ye, 2014).

En un meta-análisis de los estudios limnológicos que han utilizado datos procedentes de registros de alta frecuencia (HFM *-high-frequency measurements-*) durante los últimos 15 años (Meinson et al., 2015), se constata que abarcan aspectos como la monitorización

y el estudio de procesos altamente dinámicos, tanto en los aspectos hidrodinámicos como biogeoquímicos, el metabolismo de los lagos, e incluso eventos físicos extremos como los tifones.

Las plataformas remotas y autónomas de sensores requieren sistemas de comunicaciones y de gestión de datos y de los propios dispositivos desplegados, configurando en su conjunto lo que se ha dado en llamar una ciberinfraestructura (englobada en lo que hoy se conoce como e-ciencia), que permite acceder y manejar los recursos en remoto y en tiempo cuasi-real. El término se divulgó por primera vez en un informe de la NSF (National Science Foundation) estadounidense<sup>1</sup>.

Son en origen entornos de investigación que soportan la adquisición avanzada de datos, su almacenamiento, integración, curación y visualización, pero también otros servicios de computación y de información (como sistemas de simulación por ejemplo), generalmente distribuidos a través de internet y en diferentes grupos o instituciones (Bottum et al., 2008).

En el campo de la ecología surgieron algunas ciberinfraestructuras relevantes, como el proyecto NEON (*National Ecological Observatory Network* - <u>http://www.neoninc.org</u>), que es un sistema de observación a escala continental para examinar cambios ecológicos en el tiempo, el LTER (*European Long-Term Ecosystem Research Network* - <u>http://www.lter-europe.net</u>) dirigido a identificar factores de cambio ecosistémico a tra-vés de gradientes ambientales y económicos en Europa.

Es muy relevante también el proyecto Europeo LifeWatch (e-Infraestructura para la Investigación y la Gestión de la Biodiversidad - <u>http://www.lifewatch.eu</u>), una infraestructura de e-ciencia y tecnología de investigación para datos y observatorios relacionados con la biodiversidad, actualmente en desarrollo, que reunirá:

- Una red de observatorios marinos, terrestres y de aguas dulces.
- Acceso único y abierto a una gran cantidad de información distribuida en bases de datos interconectadas y sitios de monitorización.

<sup>1</sup> Revolutionizing Science and Engineering through Cyberinfrastructure: Report of the National Science Foundation Blue-Ribbon Advisory Panel on Cyberinfrastructure, January 2003, p. 5, http://www.nsf.gov/od/oci/ reports/CH1.pdf

- Instalaciones de computación en laboratorios virtuales con herramientas analíticas y de modelación.
- Apoyo y formación a usuarios identificados y un programa de servicios públicos.

En cuanto a las aplicaciones de ciberinfraestructuras en embalses, es destacable el sistema OLARIS (*An Online Lake and Reservoir Information System*) del *Centre for Water Research (University of Western Australia)* que incluye dispositivos de monitorización de la columna de agua junto a sistemas de comunicación y herramientas de visualización de datos y de modelado (Ducas, 2005).

El proyecto DORII (*Deployment of Remote Instrumentation Infrastructure*)<sup>2</sup> se enfocó en el despliegue de ciberinfraestructuras para nuevas comunidades científicas en las que las tecnologías TIC no estaban todavía muy presentes (Magedanz et al., 2011).

Una de las aplicaciones desarrolladas en este proyecto fue el despliegue en el embalse de La Cuerda del Pozo (Soria) de una plataforma autónoma flotante móvil, operable en remoto y que se integró en la infraestructura Grid mediante el *middleware* proporcionado por el proyecto DORII (Płóciennik et al., 2008). Esta plataforma constituyó el germen de lo que después se ha desarrollado en el proyecto LIFE-ROEM+ y que es objeto del presente trabajo de investigación.

<sup>2</sup> DORII project (RI-213110). European Union Seventh Framework Programme (FP7)

# 1.5 Sistemas de simulación hidrobiológica aplicados a la eutrofización

#### 1.5.1 Modelos de cuenca

Los modelos hidrológicos y de nutrientes en la cuenca de drenaje permiten generar las cargas hídricas y de nutrientes que recibe el embalse y establecer la importancia de las diferentes fuentes de aportación. También son numerosas las aproximaciones y herramientas desarrolladas en este aspecto, pero las más relevantes y que en este proyecto se han evaluado como potencialmente útiles son las siguientes:

• SMDR

*Soil Moisture Distribution and Routing Model* [SMDR] es un modelo distribuido de balance hídrico que ha sido desarrollado por el *Soil and Water Lab de la Universidad de Cornell*. Se adapta bien en cuencas de tamaño medio a pequeño, con aportes difusos de nutrientes y fue diseñado para correr sobre el GIS GRASS. No obstante, no tiene asistencia ni mantenimiento y su aplicación a mayor escala requeriría su reprogramación completa.

• MONERIS

*MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems* (Behrendt, 2000, 2002, Pameri et al., 2005). Es un modelo de exportación de nutrientes que no contempla explícitamente la dinámica temporal. Este sistema está orientado a una aplicación extensiva a nivel europeo, y consideran los procesos de simulación del nitrógeno y fósforo de forma muy simplista para estimar cargas anuales de NT y PT, por lo que no ofrece la resolución requerida en una aplicación en cuencas concretas más pequeñas.

• HBV\_NP

HBV-NP (*Swedish Meteorological and Hydrological Institute* –SMHI-). Simula el transporte y transformación del nitrógeno y del fósforo a la escala de cuenca (entre 1 km<sup>2</sup> y > 1.000.000 km<sup>2</sup>) en aguas subterráneas, ríos, humedales y lagos. Es un modelo dinámico de balance de masas y semidistribuido espacialmente.

#### • INCA

INCA-N e INCA-P (*Integrated Nitrogen and Phosphorus in Catchments model*, Wade et al. 2002). Son modelos de cuenca semidistribuidos espacialmente (el mínimo tamaño de cuenca es 1 km<sup>2</sup>) y dinámicos, diseñados para evaluar el transporte, retención y transformación del N y del P para varios tipos de usos del suelo. Generan las concentraciones de N y P (únicamente los disueltos) en tramos de río, pero con una resolución semanal.

#### • BASINS

Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources: <u>http://wa-ter.epa.gov/scitech/datait/models/basins</u>, desarrollado por la USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), es un sistema integrado en ArcView, que comprende herramientas de caracterización de cuencas, modelos hidrológicos de aportes difusos (HSPF) y de calidad de aguas (QUAL2E), así como varias aplicaciones de gestión de cuencas. Su aplicación fuera de USA puede resultar muy laboriosa porque implica reestructurar, adaptar y poblar las bases de datos.

#### SPARROW

*Surface Water-Quality Modeling*: <u>http://water.usgs.gov/nawqa/sparrow</u>, es el modelo utilizado por el *U.S. Geological Service*. Utiliza regresiones espacialmente referenciadas del transporte de contaminantes, basadas en atributos de la cuenca, lo que le hace semidistribuido espacialmente. El modelo estima empíricamente el origen y evolución de los contaminantes en los cauces.

#### LASCAM

*Large Scale Catchment Model* (Viney et al., 2000). Desarrollado por el *Centre for Water Research (University of Western Australia)*. Es un modelo hidrológico de cuenca, que se ha aplicado en diferentes situaciones (por ejemplo en Israel para el modelado de contaminantes en la gestión de la calidad del agua de abastecimiento), integrándolo en GIS, y al que se la ha añadido un modelo de movilización y transporte de nutrientes. Es espacialmente agregado y tiene resolución temporal diaria.

• CAMEL

Es un modelo que resulta especialmente interesante en su concepción, ya que es espacialmente distribuido, dinámico y abierto e incorpora las mejores prestaciones de

los modelos preexistentes, incluso con la posibilidad de elegir (y ampliar) rutinas de una librería de procesos. De momento, está enfocado solamente al fósforo (Koo et al., 2005).

• SWAT

*Soil and Water Assessment Tool.* Es un modelo integral de cuenca desarrollado por el USDA *Agricultural Research Service* (ARS), avalado por su amplia aplicación a cuencas de todo el mundo con las más diversas características, que contempla e integra un número muy considerable de submodelos: climáticos, hidrológicos, de erosión, de nutrientes, agrícolas y urbanos. Es un modelo semidistribuido que opera con paso de tiempo diario. Sin embargo, la experiencia en su aplicación a cuencas pequeñas es escasa y su carácter empírico hace que los resultados que se obtienen no sean del todo satisfactorios, demandando además una intensidad de parametrización muy elevada y tiene una base fuertemente empírica.

• WiM\_Med

El modelo hidrológico WIMMED (<u>http://www.ugr.es/~herrero/wimmed</u>) es un modelo completo, de base física y distribuida, y contempla con especial detalle los procesos más peculiares de las regiones mediterráneas, la torrencialidad en las lluvias y la semiaridez y riesgo de sequía. El modelo ha sido desarrollado por el grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología (Universidad de Granada y Universidad de Córdoba) y financiado por la Agencia Andaluza del Agua. Este modelo hidrológico (Figura 1.4) se construye a partir de los siguientes módulos:

- Simulación de variables meteorológicas, incluyendo distribución temporal e interpolación espacial.
- Interceptación de la precipitación.
- Fusión de nieve.
- Infiltración-escorrentía.
- Balance de agua en suelo.
- Circulación superficial en ladera.
- Acuíferos superficial y profundo.
- Circulación en cauce y embalse.



Figura 1.4. Representación esquemática del ciclo hidrológico tal y como se reproduce dentro del modelo WIMMED

#### • SWIM

Soil and Water Integrated Model (SWIM), diseñado por el Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK) para investigar el impacto de los cambios en los usos del suelo y en el clima a una escala regional. Combina procesos ecohidrológicos relevantes a mesoescala, como la generación de escorrentía, ciclos de carbono y nutrientes, caudal del río, crecimiento de la vegetación y cultivos, y erosión. En un único modelo simula todos los procesos interrelacionados en un paso de tiempo diario, utilizando datos regionales disponibles (clima, suelo y sus usos) y considerando los feed-backs. La configuración y postproceso están soportados por interfaces de los GIS GRASS y Map Windows (dos versiones). El modelo utiliza tres niveles de desagregación (cuenca – subcuencas – hidrotopos). Es un modelo de complejidad intermedia, que añade a los modelos puramente hidrológicos la representación de los procesos relacionados con la vegetación y el impacto de los cambios en el clima y en los usos del suelo, a la vez que tiene una parametrización más sencilla que los modelos hidrológicos más clásicos.
## Capítulo 1

#### • GWLF

Modelo de Funciones de Carga Generalizadas a la Cuenca (*Generalized Watershed Loading Function*), que permite estimar las cargas mensuales, disueltas y totales, de fósforo y nitrógeno. Este modelo fue desarrollado por Haith & Shoemaker (1987) y mejorado posteriormente por Haith et al. (1992), permitiendo su uso con resolución diaria cuando se trata de cuencas pequeñas.

Se considera un modelo de cuenca combinado distribuido/agregado. Para la carga superficial es distribuido, en el sentido de que permite diferentes escenarios de tipo, uso y cobertura del suelo, pero cada zona es internamente homogénea en relación a diferentes atributos del modelo. Además, el modelo no distribuye espacialmente las zonas de aportación, sino que agrega las cargas de cada zona en el total de la cuenca, es decir, no hay un enrutamiento espacial. En cuanto a la carga sub-superficial, el modelo es completamente agregado.

Este modelo proporciona la capacidad de simular la escorrentía y la carga de sedimentos y nutrientes (N y P) de una cuenca hidrológica a partir de diferentes zonas de tamaño variable (e.g., tierras agrícolas, forestadas o suelo urbanizado).

Evans & Corradini (2010) han mejorado y añadido nuevas rutinas al modelo, y la nueva versión (GWLF\_E) incluye algunas específicas para superficies urbanas y diferentes prácticas de manejo de cultivos, y lo han dotado de resolución diaria. Además lo han integrado en GIS mediante la aplicación MapShed.

Este modelo se considera fiable como solución de nivel/resolución intermedia y demanda menos parametrización que otros modelos hidrológicos que incluyen sedimentos y ciclos de nutrientes.

## INTRODUCCIÓN

#### 1.5.2 Modelos de embalse

El modelado de la eutrofización en lagos y embalses se inició con modelos empíricos relativos al fósforo total y las concentraciones de clorofila y modelos *input-output* que relacionan la carga de fósforo total con su concentración en el embalse (e.g., Reckhow and Chapra, 1983; Harper, 1992).

Debido a las limitaciones de los modelos de equilibrio estáticos, que por ejemplo no pueden predecir los tiempos de respuesta a las medidas de gestión o incorporar el importante papel de los sedimentos o de los efectos de las redes tróficas, se desarrollaron modelos dinámicos.

Estos modelos difieren entre sí en sus características funcionales (qué compartimentos incorporan) y en aspectos espaciales e hidrodinámicos. En cuanto a la dimensión espacial, los modelos hidrodinámicos se dividen en seis categorías (Figura 1.5):

- · Cero-dimensionales o modelos de cajas
- Unidimensionales en la dirección longitudinal (1DH)
- Unidimensionales (1DV), con capas verticales
- Bidimensionales, promediados en anchura (2DV)
- Bidimensionales, promediados en vertical (2DH)
- Tridimensionales (3D)

Los modelos hidrodinámicos, normalmente, van acoplados a modelos de calidad de agua que resuelven con mayor o menor detalle los procesos relevantes, por lo que la dimensión de estos modelos viene determinada por la del modelo hidrodinámico que los alimenta.

La mayor parte de las aproximaciones de modelado en este tipo de ecosistemas se recogieron en dos revisiones de Jørgensen (2008, 2010), y también en Mooij et al. (2010), que insistía en la necesidad de "reinventar la rueda" ante la redundancia de variables y procesos que se han ido incluyendo en los diferentes modelos. El reciente estudio de Janssen et al. (2015) incide en esta cuestión y muestra además que de los 42 modelos analizados, el 98% incluyen la eutrofización como uno de los campos de aplicación.

## Capítulo 1



Figura 1.5. Modelos de diferentes dimensiones para el estudio de lagos y embalses

Por otro lado, a medida que aumenta la complejidad de un modelo también lo hace la demanda de información y datos de campo necesarios para su configuración y calibrado, y se debe tener presente que una aproximación única de modelado no puede abarcar todos los componentes de un ecosistema a todas las escalas de tiempo y espacio.

Cada una de las aproximaciones tiene una aplicación específica y limitaciones e incluso los modelos complejos de ecosistemas nunca proporcionarán predicciones perfectas ni serán absolutamente exactos. Es posible, sin embargo, mejorar los modelos mediante la integración de diferentes aproximaciones (Makler-Pick et al., 2011). Esta opción es más plausible a medida que se incrementa el poder de computación disponible para resolver estos algoritmos complejos y que manejan una cantidad de datos e iteraciones muy elevada.

Entre los sistemas de modelado que se han considerado para su uso en este proyecto, con las premisas de disponer de módulos hidrodinámico y biogeoquímico acoplados y la posibilidad de representar el embalse en 1D y en 3D, así como la simulación explícita de diferentes grupos del fitoplancton, incluyendo las cianobacterias, se destacan los siguientes:

## INTRODUCCIÓN

#### • DYRESM/ELCOM-CAEDYM

Es un conjunto de modelos del *Centre for Water Research (University of Western Australia)*, está escrito en Fortran y usa sistemas de ecuaciones diferenciales parciales en una aproximación estructurada de programación. No todos sus recursos son libres. Existe iniciativa de paralelización para ejecución en sistemas de computación multi-núcleo.

DYRESM es un modelo hidrodinámico 1DV para predecir la distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad en lagos y embalses. Está basado en un esquema de capas lagrangiano, en el cual el embalse se modela mediante una serie de capas horizontales de propiedades uniformes pero espesor variable. Divide la columna de agua en estratos horizontales cuyo grosor se acomoda dinámicamente a la batimetría, flujos de entrada y salida y condiciones meteorológicas.

*Estuary, Lake and Coastal Ocean Model* [ELCOM] es un modelo hidrodinámico tridimensional diseñado para la simulación de los procesos hidrodinámicos y termodinámicos de las aguas continentales y costeras. Este modelo utiliza las ecuaciones de *Reynolds-averaged Navier-Stokes* para flujo incompresible usando la hipótesis hidrostática de presión. ELCOM simula la hidrodinámica y termodinámica de los sistemas estratificados, incluyendo efectos baroclínicos, obligando a las mareas (si es necesario), velocidad del viento, bucles de calentamiento, entradas, salidas, transporte de sal, temperatura y escalas pasivas.

El método de simulación hidrodinámica resuelve las ecuaciones Navier-Stokes para flujo no estacionario y las ecuaciones de viscosidad para flujos incompresibles. Simula procesos diversos que incluyen respuestas baroclínicas y barotrópicas, efectos rotacionales, forzamiento de mareas, estrés de viento, forzamiento térmico superficial, influjos, eflujos y transporte de sales, calor y escalares pasivos.

Mediante su acople con el módulo de calidad de aguas [CAEDYM] (*Computational Aquatic Ecosystem DYnamics Model*), ELCOM se puede usar para simular el transporte tridimensional y las interacciones entre la física de flujos, biología y química.

El modelo CAEDYM es una librería basada en procesos de submodelos de calidad del agua, biológico y geoquímico, gobernado por DYRESM (*DYnamic REServoir si-mulation Model*), que es un modelo de estratificación 1D vertical lagrangiano, o por

## Capítulo 1

el modelo ELCOM (Estuary and Lake COMputer model), que es un modelo hidrodinámico 3D estructurado en rejilla, de transporte y mezcla.

CAEDYM puede modelar los sólidos en suspensión, oxígeno, nutrientes (C, N, P y Si) orgánicos e inorgánicos, múltiples grupos funcionales del fitoplancton (7 grupos), zooplancton (5 grupos) y peces (3 grupos), comunidades bentónicas (macroalgas, macrófitos y 3 grupos de invertebrados bénticos), patógenos, geoquímica (iones, pH, redox y metales), y sedimentos (flujos de oxígeno, nutrientes y metales).

• Delft 3D-ECO

Delft Hydraulics [Delft3D] es un sistema de modelado modular 2-D/3-D para investigar la hidrodinámica, transporte sedimentario, morfología y calidad del agua en lagos, ríos, estuarios y ambientes costeros.

Está escrito en Fortran y usa sistemas de ecuaciones diferenciales parciales en una aproximación estructurada de programación. Recientemente se ha proporcionado acceso libre a sus recursos a través de Deltares Systems.

El módulo FLOW es el corazón de Delft3D y es un modelo hidrodinámico multidimensional que calcula flujos y transportes resultantes de forzamientos de mareas y meteorológicos, sobre una rejilla curvilínea y adaptada a las fronteras, lo que permite concentrar la resolución más alta en las zonas de interés. El módulo de sedimentos Delft3D-SED simula el comportamiento del sedimento inorgánico en el agua y en el lecho (transporte, sedimentación y resuspensión), como resultados de los caudales, características de los sedimentos y de las olas, por lo que se usa mucho para simular la materia en suspensión en lagos someros.

El módulo ecológico (Delft3D-ECO) se aplica siempre junto al de calidad del agua (Delft3D-WAQ), e incluye reacciones físicas, biológicas y/o químicas. Estos procesos están relacionados con el crecimiento y mortalidad de las algas, la mineralización de la calidad del agua, el consumo de nutrientes y la liberación, producción y consumo de oxígeno. Incluye los ciclos de nitrógeno, fósforo y sílice, y un modelado parcial del ciclo del carbono. La cinética del fitoplancton se simula mediante el modelo BLOOM, basado en el principio de competencia, usando el ratio entre las tasas de crecimiento actuales y los requerimientos de recursos (Los, 2009). En aplicaciones de agua dulce representa 3 grupos de fitoplancton: diatomeas, flagelados y algas verdes, y tres géneros de cianobacterias.

## INTRODUCCIÓN

Una ventaja importante de este sistema de simulación es que es igualmente aplicable a los ríos y que se prevé en el corto plazo la liberalización completa del módulo de calidad del agua, incluyendo la librería de procesos, lo que permite su aplicación sobre un modelo hidráulico, aportando una potencial solución al problema del tránsito de nutrientes en los cauces hasta su ingreso en el embalse (ver siguiente apartado).

• ECODYNAMO

*Ecological Dynamics Model* [EcoDynamo] es una aplicación de software para simular procesos físicos, biogeoquímicos y antropogénicos en ecosistemas acuáticos. Es un programa orientado a objetos, escrito en C++, con un interfaz gráfica de usuario y gestión de comunicaciones entre clases (Pereira and Duarte, 2005).

En este tipo de modelo, los diferentes objetos simulan diferentes variables y procesos, con parámetros y ecuaciones de proceso propias. Los objetos se pueden seleccionar e incluir en el modelo de forma independiente.

El dominio de Ecodynamo se define como una rejilla cartesiana de diferencias finitas, y permite ejecutar partes separadas del dominio (sub-dominios), que se pueden definir mediante una aplicación GIS. Una ventaja de este software es que se puede vincular a otros modelos escritos en Fortran. Sin embargo, su uso en lagos y embalses está poco extendido.

# 2 MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS DEL PROYECTO

Las relaciones causa-efecto, es decir, entre la presión antrópica por aportación de nutrientes y el grado de eutrofización no son lineales, y están influidas por factores que tienen que ver con una diversidad de elementos, como los climáticos locales y regionales, la propia naturaleza de las aguas, la acumulación histórica de nutrientes en sedimentos o el papel de organismos superiores en el control de la dinámica del fitoplancton.

Además, las proliferaciones de cianobacterias se desarrollan en escalas de tiempo muy cortas (días) y con una diferenciación espacial dentro del embalse, de modo que no es posible avanzar en su control únicamente con campañas de muestreo discrecionales.

Los controles y seguimientos normativos de la calidad de las aguas superficiales<sup>3</sup> se han mostrado ineficientes para abordar esta problemática, pues se limitan a una serie extensiva de muestreos con una cadencia espacio-temporal laxa, dirigida a discriminar el estado de esas masas de agua en una comparación a escala nacional y europea.

No se conocen lo suficiente los procesos que operan y sus múltiples interacciones a través de diferentes ámbitos y disciplinas, como para modular el alcance de los programas de medidas correctoras o preventivas, y esto puede estar causando ineficiencias en la inversión en infraestructuras de depuración de aguas residuales.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Fundamentalmente las redes de control del estado ecológico de las aguas superficiales en el ámbito de los organismos y agencias públicas del agua.

En definitiva, y a pesar de las décadas de estudio e investigación del proceso de eutrofización de las aguas superficiales, continúa siendo un problema complejo desde el punto de vista científico y un reto para los limnólogos, y no se limita a controlar algunas fuentes externas de nutrientes, sino que interviene la dinámica interna del ecosistema y sus dependencias de factores de diferente tipo, incluyendo el climático; pero esto es más patente aún en el ámbito de la gestión, en la que aún queda un largo camino por recorrer, considerando que el reconocimiento de su complejidad es aún incompleto (Schindler, 2006).

Para tener un conocimiento adecuado para la gestión de estos eventos, es necesario recurrir a técnicas avanzadas que permitan combinar mediciones en continuo con otras discrecionales, optimizadas para reproducir los procesos clave, como requisito ineludible para alcanzar una gestión activa y eficiente del problema.

Igualmente relevante es la obligación en el seno de la Unión Europea para los estados miembros de ejecutar un programa de medidas que permita recuperar el buen estado ecológico en las masas de agua para el año 2015, en el contexto de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE), que a diferencia de otras directivas relacionadas directamente con los flujos de nutrientes (Directiva sobre zonas sensibles 91/271/CEE y vulnerables 91/676/CEE) implica la adopción de estrategias coste eficientes específicas de la cuenca.

Esto obliga a implementar herramientas que permitan trazar los procesos y flujos de nutrientes a nivel de cuenca hidrográfica, aplicar medidas de mejora y conocer además los costes de esas medidas. El problema es que no hay una forma evidente y directa de escalar el impacto ambiental de las medidas ambientales a nivel de cuenca para predecir la repercusión en otra ubicación o masa de agua, y esto no es posible si no se consideran los procesos que intervienen entre las actividades humanas (vertidos puntuales y difusos, prácticas agropecuarias, etc) y la carga de nutrientes que recibe una masa de agua. Lo mismo ocurre entre la carga de nutrientes que entra en un embalse y su estado trófico y el riesgo de proliferaciones de cianobacterias tóxicas.

Esta necesidad impulsó la gestación del proyecto LIFE ENV/ES/590 ROEM+: *High re-solution AppROach for ManagEMent of Surface Water EutroPhication in RuraL areas of the DUero River BaSin* (http://www.roemplus-life.eu/) que tiene además una vocación demostrativa como herramienta de gestión innovadora de los problemas de la eutrofización y de los cHABs, problemas que podrían verse agravados en el futuro.

## MOTIVACIÓN Y OBJETIVOS

El presente proyecto se ha desarrollado en el marco de dicha iniciativa, y en otros proyectos de I+D(+i) precursores del mismo, en particular el proyecto europeo DORII (*Deployment of Remote Instrumentation Infrastructure*, <u>http://www.dorii.eu/</u>), en el que se han desarrollado soluciones avanzadas al problema de gestión de instrumentación remota y procesado de datos en una e-Infraestructura de aplicación a cualquier tipo de rama científica.

En esta situación, la base general de partida de este proyecto es que la gestión eficiente del problema de la eutrofización de las aguas, en particular de los embalses y lagos, requiere generar información ecosistémica de suficiente resolución y adaptar y calibrar herramientas de gestión de datos y modelado. Se plantea también la hipótesis de que este conocimiento intensivo se puede obtener a un coste competitivo, aprovechando las nuevas oportunidades tecnológicas.

En concreto, se establecen las siguientes hipótesis de trabajo:

- Hipótesis 1: La gestión eficiente del problema de la eutrofización de las aguas, en particular de los embalses y lagos, requiere generar información ecosistémica de suficiente resolución y adaptar y calibrar herramientas de gestión de datos y modelado.
- Hipótesis 2: El volumen y diversidad de datos necesarios y el conocimiento requerido se puede obtener a un coste competitivo, aprovechando las nuevas oportunidades tecnológicas. En ese caso, se habilitaría una nueva opción más eficiente para vigilar y controlar los efectos de este tipo de contaminación.
- Hipótesis 3: Es posible predecir, con una exactitud compatible con la escala de riesgo aplicada, el desarrollo de cHABs mediante modelado dinámico de las aportaciones de nutrientes y del ecosistema del embalse.
- Hipótesis 4: La depuración de las aguas residuales urbanas mediante tratamientos estándar no permite, por sí sola y en este tipo de casos, eliminar el riesgo de proliferaciones de cianobacterias potencialmente tóxicas (cHABs).

El objetivo operativo general del proyecto es la captura funcional de los procesos y variables determinantes en la eutrofización para una gestión optimizada y adaptativa del problema.

## Capítulo 2

Esto se hace mediante el despliegue de una ciberinfraestructura o "e-plataforma" de gestión eficiente e integral de información, que incorpora los siguientes elementos y procesos:

- Redes de sensores de última generación (alta resolución temporal en las mediciones), que proporcionan "Avalancha de datos" (*Big Data*).
- Sistemas avanzados de control de recursos remotos y de adquisición, almacenamiento, gestión, integración, minería y visualización de datos (*GisWeb*).
- Técnicas de simulación hidroecológica del embalse y de su cuenca de drenaje (aportación de nutrientes).

## 3 Metodología

La aproximación general utilizada (Figura 3.1) reproduce un flujo lógico de información y procesos intermedios que discurre en dos grandes líneas superpuestas: Agua y nutrientes en la cuenca de drenaje y en el embalse, y que culmina en la respuesta de las cianobacterias en el embalse.



Figura 3.1. Diagrama conceptual de la aproximación metodológica general

A partir de ahí se generan una serie de herramientas de gestión, empezando por el sistema de indicadores ambientales y la alerta de riesgo de cHAB en tiempo cuasi-real, y terminando por la evaluación de escenarios de gestión. Los sistemas desplegados en la cibe-

rinfraestructura permiten al tiempo realizar un seguimiento del estado y desviación respecto a los objetivos medioambientales y efectuar correcciones y ajustes en los procesos de información y de simulación.

Como información de entrada se utilizan los datos meteorológicos en las estaciones disponibles en la cuenca y la información estacionaria relativa a las variables físicas y de usos del suelo, que tienen representación cartográfica 2D o 3D (modelo digital de elevaciones del terreno o topobatimétrico). Al mismo nivel se ubican los diferentes nodos de monitorización en continuo, tanto en los ríos tributarios como en el propio embalse. Los datos que generan sirven al doble propósito de calibrar los diferentes modelos de simulación y los algoritmos de conversión y transformación que se aplican para generar variables indirectas a partir de las que se obtienen directamente de las mediciones ("*proxies*").

En el nivel intermedio se ubican las herramientas de simulación, que consisten en el modelado de las aportaciones hídricas y de nutrientes en las diferentes subcuencas de análisis, con asignación explícita de cargas a las diferentes fuentes generadoras (usos del suelo, ganadería y vertidos de aguas residuales), y de los procesos hidrodinámicos y bio-geoquímicos en el embalse.

El tercer nivel, que retroalimenta al anterior, contiene las herramientas de gestión, que fundamentalmente son los sistemas de indicadores y riesgo de cHABs y de predicción y comparación de escenarios de actuación.

# 3.1 Información de partida y generación de unidades espaciales de análisis

3.1.1 Obtención, elaboración y catalogación de la información geográfica En un primer paso se recopiló, proyectó en el mismo sistema de referencia (UTM, ETRS89, H30) y organizó en una base de datos cartográfica, toda la información, en formato vectorial y ráster, necesaria para elaborar las capas requeridas por los modelos de simulación. Además de la información proporcionada directamente por la Confederación Hidrográfica del Duero, se emplearon las fuentes de datos recogidas en la tabla 3.1.

#### Tabla 3.1. Fuentes de datos geoespaciales empleadas

Nombre	Organismo
Infraestructura de datos espaciales de Castilla y León	Junta de Castilla y León
IDE MAAMA	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
IDE España	Ministerio de Fomento
Centro Nacional de Información Geográfica / IGN	Ministerio de Fomento
MIRAME	CHDuero
SIA (Sistema Integrado de Información del Agua)	Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

El siguiente paso fue la elaboración de un modelo topobatimétrico de la cuenca del embalse (Figura 3.2). Para ello, se realizó una composición a partir de cuatro cuadrículas del vuelo lidar (resolución 5 m) y una sustitución de la parte correspondiente al embalse (cota 1.082) por la batimetría generada a partir del muestreo hidroacústico de 2010 (CHD).



Figura 3.2. Modelo topobatimétrico de la cuenca hidrográfica del embalse de La Cuerda del Pozo

#### 3.1.2 Generación de las unidades de análisis

A partir del Modelo Digital del Terreno se procedió a generar la red hidrográfica mediante herramientas hidrológicas incluidas en los sistemas SIG (Figura 3.3): En primer lugar, se elaboró un mapa de direcciones de flujo (a) a partir del cual se generó uno de

acumulación (b). Finalmente se transformó el ráster de acumulación de flujo en una capa vectorial con la red hidrográfica (c).

A partir del mapa de direcciones de flujo y la red hidrográfica, se delimitaron las subcuencas correspondientes a los ríos tributarios al embalse (figura d).



Figura 3.3. Generación de la red hidrográfica y delimitación de subcuencas

En el exutorio de cada uno de los ríos tributarios que recibe el embalse se ha generado una subcuenca de drenaje, y la porción de cuenca restante en la que la escorrentía no se vehicula a través de ningún cauce permanente, se ha considerado como una unidad separada de análisis, que drena de forma difusa al embalse.

## Capítulo 3



Figura 3.4. Generación de la red hidrográfica y delimitación de subcuencas principales

Algunas de las subcuencas se han subdividido a su vez en otras menores con el fin de maximizar la homogeneidad hidrológica interna. Además, se ha desagregado en dos unidades la subcuenca del arroyo Remonicio para separar la localidad de Vinuesa y su vertido de aguas residuales, que ingresa casi directamente al embalse en su sector noroccidental.

En total se han generado 14 subcuencas de análisis que se representan en la Figura 3.5., junto a su codificación, nombre del cauce principal y superficie que ocupan, sumando en total 54.621 ha (unos 550 km<sup>2</sup>), de las que 2.289 ha corresponden al embalse de Cuerda del Pozo en su máximo nivel normal de llenado (cota 1085 msnm).



Figura 3.5. Subcuencas finales de análisis y modelado

#### 3.1.3 Estaciones de control y repositorios externos de datos

Existen diversas estaciones de monitorización y redes de control dentro de la cuenca de estudio cuya información se ha utilizado en este proyecto adicionalmente a la generada este proyecto de investigación en el seno del proyecto ROEM+. Se destacan las siguientes:

- Estaciones de aforo y redes de control biológico y de calidad de aguas de la CHD.
- Estaciones meteorológicas de AEMET.
- Plataforma perfiladora "central" en el embalse, para la monitorización biogeoquímica en continuo desarrollada en el proyecto DORII y explotada por la CHD.

A esto se añade la información generada por la red de estaciones de monitorización remota en continuo implementada en el ROEM+ (Figura 3.6), dirigida a controlar la dinámica interna del embalse (boyas cianobacterias) y las aportaciones externas de nutrientes de los tributarios (dispositivos de monitorización en los cauces tributarios). En el apartado siguiente se proporciona mayor detalle de estas plataformas de monitorización.

## Capítulo 3



Figura 3.6. Mapa del área de demostración y aplicación del proyecto ROEM+

## 3.2 Configuración y despliegue de la ciberinfraestructura

La ciberinfraestructura en su conjunto consta de una serie de elementos que intervienen en diferentes niveles y permiten una captación y explotación fiable de los datos, y que se estructuran según los siguientes elementos:

- Plataformas (estructuras de despliegue) y elementos sensoriales remotos (sensores y sondas) que registran la información de las propiedades del ecosistema que se pretenden monitorizar de forma primaria.
- Sistemas de energía autónoma y accionamiento dinámico: Elementos de captación y almacenamiento de energía y dispositivos de accionado remoto (perfilador de estructura vertical de columna de agua en el embalse).
- Elementos de *hardware* y *middleware* para la adquisición de datos registrados por los sensores y para la configuración y el control del funcionamiento de los sensores y dispositivos (DAQs) y sistemas de comunicaciones.
- Sistema de gestión de datos: Almacenamiento de datos y metadatos propios y de repositorios externos, curación de datos (calibrado, transformación, filtros de

calidad, rellenado de huecos), interfaces de acceso, transformación y visualización de datos.

• Algoritmos para la generación de nuevas variables e indicadores de interés y de sistemas de alerta temprana (se tratan en el apartado 3.4).



Figura 3.7. Esquema de los principales elementos de la ciberinfraestructura y sus relaciones

#### 3.2.1 Plataformas y sensores

En un sistema de monitorización para el estudio de eutrofización son muchas las variables ambientales y biológicas que intervienen, por lo que las estaciones de medida pueden contener diversidad de configuraciones en cuanto a su composición sensorial. Según el planteamiento del proyecto, es necesario cubrir las siguientes aplicaciones:

- a) Detectar el nivel de cianobacterias mediante fluorímetros especiales de alta gama y fiabilidad, y activar el sistema de alerta.
- b) Monitorizar las variables ambientales que controlan la dinámica de las cianobacterias en el embalse, mediante una amplia gama de sensores ópticos y electroquímicos de altas prestaciones y estabilidad.
- c) Monitorizar los flujos de agua y nutrientes al embalse mediante nodos de control en los principales ríos afluentes (tributarios).

Con esa finalidad, se desplegaron los dispositivos de monitorización (Figura 3.8) que se describen seguidamente, diferenciados en cuanto a tipo de estación y parámetros que miden.



Figura 3.8. Ubicación de las estaciones de monitorización telemetrizadas utilizadas en el proyecto

En cada una de esas estaciones se ha utilizado una serie de sensores que ofrecen información en continuo de posición, sincronización, meteorología y calidad de las aguas. Esta amplia diversidad de sensores (se proporciona una relación detallada en el Apéndice 1) distribuidos en las diferentes estaciones, según se describe más adelante, se han seleccionado para proporcionar la precisión y estabilidad necesarias en este tipo de aplicación de monitorización remota continuada y a largo plazo.

#### 3.2.1.1 Estaciones meteorológicas

Se distribuyen en diferentes zonas de la cuenca y en el embalse (Figura 3.6). El objetivo de estas estaciones es dotar de condiciones de contorno adecuadas a los modelos hidrometeorológicos de cuenca e hidrodinámico de embalse (generación del campo de viento). Se instalaron dos estaciones meteorológicas, una en una zona alta de la cuenca (Puerto de Santa Inés) y otra en la zona sur del embalse (Playa Pita) para poder completar la red de estaciones públicas en explotación que tienen desplegadas AEMET y la CHD en el ámbito del proyecto.

#### 3.2.1.2 Estación perfiladora central

Se ubica en la zona más profunda del embalse, cercana a la presa. Esta plataforma flotante ha aportado datos desde el año 2010 y realiza un perfilado métrico diario además de registros horarios a una profundidad fija representativa de la zona fótica, entre 2 y 4 m de profundidad en su mayor parte.



Figura 3.9. Componentes básicos de la plataforma perfiladora central

Consiste en una estación de monitorización autónoma que mide con cadencias normalmente horarias (quinceminutales en los meteorológicos) y con posibilidad de efectuar medidas en toda la columna de agua. Está dotada de un equipamiento de sensores (el detalle y características se recogen en el Apéndice 1) que mide los siguientes parámetros:

- Temperatura ambiente, presión atmosférica y humedad relativa.
- Radiación neta (incidente menos reflejada) en el aire: Onda corta (radiación solar) larga (difusa o atmosférica).
- Profundidad, temperatura del agua y conductividad eléctrica
- Oxígeno disuelto, pH y redox.
- Carbonatos, nitratos, nitritos, carbono orgánico total, sólidos en suspensión y demanda química de oxígeno, mediante un sensor óptico de absorción espectral que trabaja en el rango de la luz UV.

- Biomasa de cianobacterias (concentración de ficocianinas), fitoplancton (concentración de clorofila a) y materia orgánica disuelta (CDOM), mediante fluorímetros (e.g. Babin, 2008).
- Irradiancia hiperespectral en el rango UV-Visible mediante un radiómetro radiómetro plano o colector coseno que permite medir toda la energía que llega a una superficie. Se ha dispuesto uno en el aire (radiación incidente de referencia) y dos en el agua, uno que mira hacia arriba y otro hacia abajo (reflectancia). Este conjunto de radiómetros permite medir la radiación en diferentes longitudes de onda, incluido el espectro fotosintéticamente activo (PAR) y calcular el coeficiente de extinción de la luz, información que permite simular con mayor certidumbre la cantidad y calidad de la luz disponible para el crecimiento de las algas (Lewis, 2008).

#### 3.2.1.3 Boyas para monitorización de cianobacterias

Estas boyas autónomas constan de sensores de temperatura, profundidad y pH, y fluorímetros de clorofila (indicador de biomasa de cianobacterias), ficocianinas (indicador de biomasa de cianobacterias y de riesgo de toxicidad) y un turbidímetro (indicador de transparencia del agua y corrección de influencia de sólidos no algales en las lecturas del fluorímetro de clorofila). Registran datos a una profundidad fija de 1 m.



Figura 3.10. Boyas de monitorización de cianobacterias en el embalse

Se instalaron dos estaciones de este tipo en el embalse, una en la zona de Playa Pita, que además de ser la zona de baño principal es representativa del cuerpo sur del embalse, y

la otra en el brazo norte del embalse, a la salida del sector que recibe los influjos principales de agua (ríos Duero y Revinuesa).

#### 3.2.1.4 Plataforma flotante en el río Duero

En el principal tributario al embalse se ha desplegado una estación flotante que tiene una amplia dotación de sensores: Temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto, nitratos, carbono orgánico total, sólidos en suspensión y demanda química de oxígeno. Periódicamente se traslada para que siempre esté midiendo en agua fluyente, independientemente del nivel del embalse. El caudal en este punto se registra en la estación de aforo de la red SAIH situada unos metros aguas arriba.



Figura 3.11. Plataforma de monitorización de tributarios (río Duero)

Esta estación permite monitorizar en continuo la carga de nutrientes que recibe el embalse por su tributario principal.

Se ha utilizado además una réplica portátil de esta estación para realizar muestreos discrecionales en diferentes cauces, lo que ha permitido tener datos en momentos relevantes para la calibración de los simuladores.

**Otras estaciones de medición no telemetrizadas**: En el pequeño arroyo que recibe el vertido de la EDAR de Vinuesa a escasos metros del embalse, se han realizado periodos de monitorización continuada de nivel, temperatura y conductividad con el fin de caracterizar las pautas de vertido y estimar con mayor precisión la carga de nutrientes que procede de esa fuente de aportación, *a priori* una de las más relevantes.

Por último, en seis diferentes puntos de control de las subcuencas de análisis se han instalado sensores autónomos de presión del agua y temperatura, con el fin de disponer de mayor resolución temporal en los datos de calibrado del modelo hidrológico.

#### 3.2.2 Sistemas de energía autónoma y accionamiento dinámico

Las diferentes estaciones autónomas están dotadas de un sistema de producción eléctrica solar o mixto solar-eólico que suministra la potencia eléctrica requerida para la operación autónoma de toda la estación. Los diferentes generadores (cuatro módulos fotovoltaicos y un aerogenerador en la plataforma central 1 o 2 módulos fotovoltaicos en el resto), proporcionan energía a través de un repartidor de carga que la distribuye según la demanda al banco de baterías. Este sistema alimenta directamente con carga DC a 24 V (o 12 V en los casos en los que solamente hay un panel solar) a todos los dispositivos y elementos de la estación.

El sistema perfilador consta de un cabrestante eléctrico que permite subir y bajar el dispositivo de sensores y sondas sumergido a una velocidad regulable. Para ello, se ha dispuesto una unidad concentradora sumergible en la estructura sumergida, que permite la comunicación y alimentación de todos los dispositivos a través de un único cable electromecánico que termina en el contactor giratorio del cabrestante. Para controlar su funcionamiento vía software, se ha instalado una tarjeta de dos relés conectados a la circuitería del motor del cabestrante y se ha programado un módulo de control con una interfaz que permite el acceso remoto a todos los comandos.

Este sistema permite programar acciones de perfilado y en general todas las pautas de muestreo (horario, profundidad y tiempos de parada).

#### 3.2.3 Sistemas de captación de datos (DAQs) y de comunicaciones

El sistema de procesado del DAQ es el núcleo central de la arquitectura interna de las plataformas (es el *Computing Subsystem* de la Figura 3.12), encargado de recoger la información, almacenarla y procesarla. También gestiona el resto de componentes (i.e., comunicaciones alimentación y sensorización y actuación).



#### Figura 3.12. Arquitectura interna de una plataforma

La extensión de la cuenca (550 km<sup>2</sup>) y del propio embalse (2.289 ha), así como su carácter altamente rural, hacen inviable la utilización de una única red y tecnología de comunicación, para el envío de datos y gestión de todas estas estaciones. En vez de ello, se parte del concepto de mini subredes híbridas en las que se integran diferentes tecnologías de comunicación: de corto-medio alcance y bajo consumo, denominadas WPAN (IEEE 802.15.4, dash7, bluetooth, etc.), y de largo alcance o "ultima milla" (3G/GPRS y WiMAX).

#### 3.2.4 Sistema de información y gestión de datos

El sistema de información (Figura 3.13) se basa en la comunicación bidireccional a través de internet con todos los dispositivos remotos, y también con los repositorios externos de datos y mapas y con las terminales de usuarios. Existe además una primera etapa de

almacenamiento de datos en las propias estaciones de monitorización, que se renueva después de haberse producido el envío íntegro de los mismos.

El servidor principal aloja las bases de datos y los programas de procesado, predicción y visualización. El modelo se ha ejecutado en el Altamira (Sistema de Supercomputación de la UC) y en Cloud (recursos de EGI) porque demanda alta memoria RAM.

El flujo de información alimenta un sistema Web-GIS (*Geographic Information System*) que cumple con las tecnologías SOA y WOA y con la familia de estándares internacionales de la OGC (*Open Geospatial Consortium*) denominados *Sensor Web Enablement* (SWE), específica para datos sensoriales y que sigue un modelo basado en representaciones XML, concebido para sostener un amplio abanico de entornos aplicación. En este proyecto se ha incorporado un modelo de servicios simplificado de SWE mediante una Interfaz de Programación REST (API REST y representación JSON), que mantiene la compatibilidad con Servicios Estándares para la obtención de datos, pero alivia los requisitos de proceso y hace más sencilla la implementación.

La arquitectura desarrollada permite además la integración de información proveniente de repositorios externos de contenido científico, meteorológico, etc. y también la integración futura a gran escala de microsensores y sistemas de actuación infomecánica, soportando los requerimientos de autonomía, autoconfigurabilidad y autosuficiencia energética en el contexto real de aplicación.



Figura 3.13. Red de comunicaciones de la ciberinfraestructura

Los datos se someten a una serie de procesos de etiquetado y filtrado para asegurar y controlar su calidad (Figura 3.14). Existe una base de datos bruta (*DBraw*) de almacenamiento permanente que permite revertir cualquier acción de procesado posterior. Una vez aplicados los etiquetados y filtros los datos se alojan en otra base de almacenamiento permanente (*DBprocessed*).

Los datos se etiquetan según su pertenencia a perfiles verticales o a monitorización estacionaria (profundidad fija) y según su calidad en una escala de tres niveles (óptima, aceptable y no aceptable).



e-infraestructura II: bases de datos y sistema QA/QC

Figura 3.14. Bases de datos y procesos de etiquetado y filtrado

Son numerosas las reglas de filtrado, pueden afectar a los datos de un sensor o de la estación en su conjunto y están en continua revisión. En general, permiten catalogar como inadecuados los datos procedentes de sensores cuyos parámetros de funcionamiento no están en el rango preestablecido, detectar datos procedentes de registros fuera del agua y "outliers", y también aplicar retrofunciones de deriva a partir de los resultados de las calibraciones periódicas.

La base de datos aloja también la información y parámetros de calibrado de sensores y las acciones de mantenimiento correctivo en general.

## 3.3 Información generada a partir de muestreos y análisis de laboratorio

En este proyecto se han utilizado datos generados en dos ciclos de muestreo, el primero de ellos entre abril de 2010 y marzo de 2011 y el segundo ciclo de muestreos utilizados (proyecto LIFE-ROEM+) se desarrolló entre el mes septiembre de 2013 y el de 2015.

Los trabajos consistieron en una serie de campañas de muestreo y análisis de laboratorio dirigidos a proporcionar información sobre la biogeoquímica de aguas y sedimentos, necesaria tanto para alimentar y calibrar los diferentes módulos de simulación como para calibrar y obtener funciones de transformación *ad hoc* para las mediciones remotas. Estos muestreos afectan tanto a cauces fluviales como al embalse y se centraron en las variables y procesos críticos en la eutrofización.



Figura 3.15. Ubicación de las estaciones de muestreo en ríos y embalse del año 2010

En el ciclo de muestreos correspondiente al proyecto ROEM+ se introdujeron nuevos de control en el río Bajero y el arroyo de la Dehesa, y en su conjunto la codificación y ubicación quedó como sigue (Figura 3.16):

- BA1: Río Bajero aguas abajo de la depuradora de Abejar a su entrada en el embalse.
- DE1: Arroyo de la Dehesa antes de su entrada en el embalse.

- DU1 (anterior CP\_T1): Río Duero aguas abajo de la depuradora de Molinos de Duero a su entrada en el embalse (donde se ha ubicado una estación remota del proyecto ROEM+).
- DU2: Río Duero aguas arriba de la depuradora de Molinos de Duero.
- EB1 (anterior CP\_T3): Río Ebrillos a su entrada en el embalse.
- RM1 (anterior CP\_T2): Arroyo Remonicio aguas abajo del vertido de la depuradora de Vinuesa, a su entrada en el embalse.
- RM2 (anterior CP\_T24): Arroyo Remonicio aguas arriba del vertido de la depuradora de Vinuesa.
- RV3 (anterior CP\_T22): Río Revinuesa a su entrada en el embalse.



Figura 3.16. Ubicación de las estaciones de muestreo en tributarios durante el ciclo de muestreos del periodo 2013 a 2015

#### 3.3.1 Calibración secundaria de fluorímetro de ficocianinas

En abril de 2010 se procedió a realizar un chequeo de la sonda de fluorescencia de ficocianinas *TriOS-microFlu\_Blue* que se desplegado en las diferentes estaciones de monitorización del embalse, dado que constituye el elemento sensorial sobre el que pivota el

sistema de indicadores de respuesta de cianobacterias y alerta de cHABs. Este ejercicio se hizo en la propia plataforma de monitorización y se contó con el equipo y medios del grupo experto en cianobacterias de la Universidad Autónoma de Madrid, liderado por del Dr. Antonio Quesada.

Para ello, se utilizó un cultivo de la cianofícea *Microcystis novacekii* (cepa UAM 247) aislado de un embalse español, y como referencia de intercalibración se usó un fluorímetro de sobremesa (*BBE algae-analyser*), que había sido recalibrado en fábrica ese mismo año.

El cultivo se resembró para el ejercicio de manera que se encontrara en estado exponencial de crecimiento, y una vez en este estado se diluyó con medio de cultivo fresco para obtener una batería de diluciones con las que calibrar.

Las determinaciones de las sondas TriOs se realizaron en probetas estrechas, oscureciendo con cinta negra el recipiente y en el interior de un habitáculo sin ninguna fuente de luz. La fluorescencia basal se valoró en agua destilada (calidad Elix) y posteriormente se determinó la fluorescencia emitida por los cultivos de microalgas en diferentes grados de dilución. Este proceso se realizó tanto con la sonda de campo como con el fluorímetro de sobremesa, ambos instrumentos de calidad científica. Los resultados se sometieron a un análisis de regresión lineal para establecer la bondad del ajuste entre ambos instrumentos.

Por otro lado, y a partir de las campañas de muestreo y análisis de fitoplancton que se describen más adelante y que se realizaron en diferentes años y estaciones, se estableció una relación entre los valores de ficocianinas de la sonda *TriOS-microFlu\_Blue* y el bio-volumen de las cianobacterias que forman cHABs en el embalse.

En ambos casos, la bondad del ajuste del modelo de regresión lineal obtenido se evaluó mediante el coeficiente de determinación  $R^2$ .

#### 3.3.2 Campañas limnológicas en ríos

Entre abril de 2010 y marzo de 2011 se realizaron 15 campañas de muestreo en 6-7 puntos de muestreo (Figura 3.15) en ríos tributarios al embalse, con una frecuencia quincenal entre mayo y octubre.

El segundo ciclo de muestreos utilizados para este proyecto se desarrolló entre el mes septiembre de 2013 y el de 2015, periodo en el que se realizaron 21 muestreos y se tomaron un total de 100 muestras. El número de parámetros analizados fue inferior al de 2010 porque se pudo prescindir de las formas particuladas y orgánicas del carbono, nitrógeno y fósforo, para las que ya se podía aplicar las proporciones obtenidas en el año 2010.

Estos muestreos consistieron en la medición *in situ* mediante sonda multiparamétrica Hydrolab\_Ds5 debidamente calibrada según instrucciones del fabricante de la temperatura, conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto y turbidez. Además, se tomaron muestras (según procedimientos de la norma *UNE-EN ISO 5667-3:2004: Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Guía para la conservación y manipulación de las muestras de agua*) para el análisis de las concentraciones de los siguientes parámetros:

- Sólidos totales en suspensión TSS (mg/l)
- Alcalinidad total ALK (meq/l)
- Amonio NH4 (mg N/l)
- Nitratos NO3 (µg N/l)
- Nitritos NO2 (µg N/l)
- Nitrógeno total TN (mg N/l)
- Nitrógeno total disuelto TDN (mg N/l)
- Nitrógeno total particulado TPN (mg N/l)
- Nitrógeno inorgánico total TIN (μg N/l)
- Nitrógeno orgánico total TON (μg N/l)
- Fósforo reactive soluble SRP (µg P/l)
- Fósforo total -TP (µg P/l)
- Fósforo total disuelto total -TDP (µg P/l)
- Fósforo particulado total -TPP (µg P/l)
- Sílice reactiva soluble -SIR (mg Si/l)
- Carbono total TC (mg C/l)

- Carbono inorgánico total TIC (mg C/l)
- Carbono orgánico total TOC (mg C/l)
- Carbono disuelto total TDC (mg C/l)
- Carbono inorgánico disuelto DIC (mg C/l)
- Carbono orgánico disuelto DOC (mg C/l)
- Carbono particulado total TPC (mg C/l)
- Carbono inorgánico particulado PIC (mg C/l)
- Carbono orgánico particulado POC (mg C/l)

Los métodos de análisis en laboratorio se facilitan en el Apéndice 2

#### 3.3.3 Campañas limnológicas en el embalse

#### 3.3.3.1 Muestreos y análisis de agua y fitoplancton

En el embalse se realizaron también dos ciclos de muestreos: años 2010/11 y 2013/15. En cada uno de los puntos de muestreo se registró la profundidad de visión del disco de Secchi y se realizó un perfil vertical métrico con sonda multiparamétrica Hydrolab-Ds5 (ver apartado anterior) o bien con el dispositivo de sensores de la estación perfiladora central (subapartado 3.2.1). Se tomaron además muestras de agua con un hidrocaptor tipo Van Dorn de 5 l de capacidad a diferentes profundidades, generalmente a un metro de la superficie y un metro por encima del límite de la zona fótica (estimada como 2,5 veces la profundidad de visión del disco de Secchi). Cuando se detectaba un máximo aislado de fluorescencia de ficocianinas o de clorofila a en el perfil se tomaba otra muestra a ese nivel.

En el primer ciclo de muestreos se tomaron un total de 109 muestras para análisis hidroquímicos en 6 puntos representativos de otros tantos sectores del embalse (Figura 3.15). Los parámetros analizados son los mismos que en los tributarios (subapartado anterior).

En el segundo ciclo se analizaron un total de 40 muestreas en 4 puntos de muestreo (correspondientes a los CP\_E1, CP\_E2, CP\_E4 y CP\_E6 de la figura 3.15), centradas esta vez en el periodo de máxima probabilidad de cHABS (meses de julio a octubre).

En relación al fitoplancton, además de los datos generados en las campañas aludidas, se cuenta con la información de los años 2010 a 2014 procedente de la explotación de la

red de control de estado ecológico proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Duero y que se publica en los informes anuales de dichos seguimientos. Entre la información que genera, resultan interesantes los datos de biomasa de fitoplancton (recuentos por especies, biovolumen y clorofila *a*, en dos campañas anuales), a efectos de comparación de resultados de esa estrategia extensiva de control en el contexto de la Directiva Marco del Agua con la información en continuo de este proyecto.

Aparte de esos datos, se ha determinado la concentración de clorofila *a* y el biovolumen de las cianobacterias en un total de 25 y 21 muestras durante los periodos de crecimiento (meses de agosto a octubre) de los años 2010 y 2014, respectivamente. La metodología de análisis se recoge en el Apéndice 2.

#### 3.3.3.2 Muestreos y análisis de sedimentos

Durante el verano de 2014 se realizaron una serie de muestreos de sedimentos con una periodicidad aproximadamente mensual entre julio y octubre, en un total de nueve zonas del embalse (Figura 3.17), cubriendo las cinco zonas habituales de muestreo de aguas (E01, E02, E04, D05, E08) y cuatro zonas adicionales (E03, E07, S8, S9).



Figura 3.17. Ubicación de las estaciones de muestreo de sedimentos

El objetivo del muestreo es caracterizar las zonas con deposición de sedimentos finos del embalse, que son más relevantes al efecto de estimar el intercambio de nutrientes con la columna de agua. Por ello, en cada zona se sondearon dos o tres estratos de profundidad tratando de buscar fondos con sedimentos finos, activos en cuanto al equilibrio del fósforo.

El muestreo se realizó manualmente empleando una draga Ekman desde la embarcación. Para el análisis del fósforo se tomó una alícuota de 50 ml de la capa superficial (hasta 1 cm de grosor) del sedimento, que se conservó refrigerado hasta su análisis en el laboratorio. En el último muestreo se tomó otra alícuota para análisis granulométrico, con un volumen de 1 l, y que también se mantuvo refrigerada hasta su análisis en el laboratorio.

En total se analizaron 53 muestras de sedimentos para análisis de parámetros geoquímicos relacionados con procesos relevantes en el intercambio de fósforo entre agua y sedimentos, en particular los siguientes:

- Materia orgánica MO (%)
- Fósforo inorgánico extraíble con EDTA Inorg-P EDTA (µg/g p.s.)
- Fósforo orgánico Org-P (μg/g p.s. y en %)
- Fósforo total -TP (μg/g p.s.)
- Oxihidróxidos de hierro Fe(OOH) (mg/g p.s. y en %)
- Hierro total Tot-Fe (mg/g p.s.)

Además, en 12 de las muestras se hicieron análisis granulométricos. En el Apéndice 3 se facilita el detalle de los procedimientos analíticos seguidos.

#### 3.3.3.3 Generación de mapa de sedimentos

La información obtenida con estos muestreos debe servir en última instancia para alimentar el modelo de embalse y poder simular los procesos de fijación y liberación de fósforo entre el sedimento y la columna de agua. Estos procesos tienen una gran influencia en la disponibilidad de fósforo para las algas en la zona de producción, que al ser frecuentemente el nutriente limitante puede resultar determinante para la consecución de proliferaciones algales.

Con esta finalidad, se integraron los datos analíticos de sedimentos con la información generada de forma teórica a partir de características físicas del vaso del embalse como la

cota, la pendiente o la hidrodinámica, en su mayor parte obtenidas a partir del sondeo hidroacústico y el correspondiente análisis batimétrico.

Se definieron estratos de profundidad, diferenciando los fondos someros de los profundos. Los someros pueden verse sometidos a exposición aérea, y suelen estar bien oxigenados. En cambio, los profundos, definidos como aquellos que se encuentran por debajo de la profundidad media de la termoclina, pasan parte del ciclo anual en condiciones de hipoxia e incluso anoxia.

Para definir las zonas en las que los sedimentos pueden considerarse activos en cuanto a la materia orgánica y el metabolismo del fósforo, se tuvieron en cuenta tres criterios principales: el tipo de sedimentación dominante, la pendiente y la circulación hidrodinámica. En un embalse existen dos tipos principales de procesos sedimentarios:

- Por un lado, en las cabeceras o entradas de los tributarios se suele producir lo que se denominan barras deltaicas, que son depósitos de los materiales transportados por los ríos. Estos depósitos van sedimentando por orden de densidad (gravasarenas-finos) al frenarse la corriente del río por el choque con la masa de agua del embalse. Suelen formarse depósitos con una pendiente unas seis veces inferior a la del tramo de río inmediatamente superior, que terminan en un talud de mayor pendiente que irá avanzando hacia el interior del embalse en sucesivas crecidas. Parte de los materiales pueden introducirse en el embalse en una capa intermedia sobre la termoclina cuando hay estratificación.
- Por otro lado, la sedimentación de partículas en suspensión y detritus se produce en todo el embalse, aunque la acumulación del material sedimentado es heterogénea entre zonas, dependiendo de la hidrodinámica local y de la pendiente del terreno.

A partir de la batimetría digital generada se construyó un mapa de pendientes del embalse y se separaron las zonas con pendiente inferior a 1 %, de 1 a 2 %, de 2 a 5 % y mayor que 5 %. Finalmente, se definieron diferentes zonas hidrodinámicas en el embalse, dependiendo de las entradas de caudal y la forma del vaso.

En general se definieron como activos los fondos con pendiente inferior al 1 %, pero en el brazo de Vinuesa se aumentó el límite al 2 % debido a la mayor sedimentación por la estrechez del brazo y ser la zona por donde entra la mayor parte del caudal que recibe el embalse. En la zona de presa y unión de los dos brazos principales, que es donde se unen

los dos flujos y de donde se realizan las salidas, el criterio de pendiente se aumentó hasta el 5 %.

Por último, los fondos activos se separaron en someros y profundos en cada uno de los sectores, y se asignaron a cada unidad los valores de materia orgánica, contenido en fósforo y hierro correspondientes a las muestras tomadas en cada sector, promediando los resultados de los diferentes muestreos.
## Capítulo 3

## 3.4 Definición de variables y elaboración de indicadores

La diversidad de variables e indicadores generados a partir de los diferentes sistemas de monitorización incluyen tanto variables directamente capturadas (incluyendo las de control de funcionamiento de los propios dispositivos) como otras que se obtienen por transformación de las primeras y también terceras variables que se derivan de las anteriores mediante algoritmos de diferente tipo.

En el Apéndice 4 se proporciona un listado exhaustivo de las 109 variables que se generan en las diferentes estaciones de monitorización ya descritas, clasificadas por aspectos ambientales, con información relativa a su designación (acrónimo que permite relacionarla con las características del sensor y otras tablas y funciones), unidades, propiedad del medio que representan y método de medición.

### 3.4.1 Variables atmosféricas

El primer grupo se refiere a las variables relativas al **posicionamiento y tiempo**, tomadas de los GPS de cada estación, permitiendo que todos los registros queden georreferenciados y sincronizados; junto a la información relativa a la cota, la referenciación se obtiene en 4D (X, Y, Z y Tiempo).

El segundo grupo de variables son las **meteorológicas**, que se refieren tanto los valores instantáneos como a los máximos, mínimos y medios en el periodo configurado en la estación. Incluyen la temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, viento, precipitación (lluvia y granizo) y varios parámetros de funcionamiento interno.

Un tercer grupo son las variables relativas a la **radiación solar**, que se mide en 3 rangos espectrales:

- i. Onda larga infrarroja o radiación difusa o atmosférica (rango espectral de 2,5 a 25 μm).
   Se mide como radiación neta (entrante meno saliente).
- ii. Onda corta o radiación solar (rango espectral de 310 a 2800 nm). Se mide como radiación neta (incidente menos reflejada).
- iii. Radiación ultravioleta y visible (rango espectral de 320 a 950 nm). Se mide mediante un radiométro hiperespectral plano que registra la radiación ("E") incidente en el aire ("ad") en intervalos de 1 nm. A partir de ese espectro se calculan los siguientes intervalos de mayor interés en ecología:

- Irradiancia en el infrarrojo cercano ("NIR"). Integración en el rango de 700 a 950 nm. En realidad es el NIR parcial porque no se considera el tramo del espectro hasta 2.300 nm, pero apenas penetra en el agua.
- Irradiancia en el rango fotosintéticamente activo ("PAR"). Integración en el rango de 400 a 700 nm.
- Irradiancia en el ultravioleta A ("UVA"). Integración en el rango de 320 a 400 nm.
- Irradiancia en el espectro de las sustancias abosrventes de UV ("UVAad"). Integración en el rango de 340 a 280 nm. Es una métrica indicadora del carácter aromático de la materia orgánica disuelta (Bourbonniree, 2009).



Figura 3.18. Espectro de radiación solar y actividad fotosintética (https://naturalmenteciencias.wordpress.com)

### 3.4.2 Variables hidromorfológicas

Este conjunto de variables incluye las que se refieren al nivel de llenado del embalse y los caudales de entrada y salida al embalse por los diferentes tributarios, desagües y aliviaderos de la presa.



Figura 3.19. Alzado esquemático con la configuración hidráulica de la presa de La Cuerda del Pozo

Son parámetros con valores diezminutales que proceden de la Red Automática de Información Hidrológica de la CHD (red SAIH: <u>http://www.saihduero.es/</u>). A partir de ellos se calculan dinámicamente otras como la profundidad en cada punto y el tiempo de residencia hidráulica: RT = V/Q, siendo V el volumen de embalse y Q el caudal total de las entradas de agua o de las salidas.

La **estratificación térmica** de la columna de agua es un fenómeno de gran trascendencia en el funcionamiento limnológico de las masas de agua lénticas y el ciclo anual de estratificación y mezcla determina el funcionamiento del ecosistema. Sin embargo, no resulta sencillo definir un indicador fácilmente medible o estimable que indique la situación o la intensidad de la estratificación. A efectos prácticos, existe un amplio consenso en situar la termoclina a aquella profundidad en la que se detecta un gradiente térmico de al menos 1 °C/m. Este criterio resulta de utilidad en el campo, fundamentalmente en relación con tareas de muestreo, pero resulta claramente insuficiente para caracterizar objetivamente la posición de la termoclina y la intensidad de la estratificación.

Dado que se pretende que las variables asociadas a este proceso se calculen automáticamente en tiempo cuasi-real, se ha optado por la estrategia que se describe seguidamente.

Hay una serie de parámetros que permiten describir operativamente la estratificación térmica de la columna de agua a partir de los datos de profundidad y temperatura del agua en cada perfil. Para ello, es necesario computar la curva de temperatura y los valores

de los parámetros que determinan las diferentes capas o estratos verticales (epi, meta e hipolimnion). Con este fin, se ha programado un algoritmo que permite ajustar el perfil de temperatura mediante una ecuación empírica (Figura 3.20), siguiendo a Cook & Rimmer (2010).

Los parámetros  $\alpha$  y n se determinan por ajuste a dicha ecuación por iteración, minimizando la suma del error cuadrático entre los valores observados (perfil térmico registrado) y esperados (función ajustada).



$$T(z) = T_h + \frac{T_e - T_h}{(1 + (\alpha Z)^n)^{1 - \frac{1}{n}}}$$

$$\begin{split} & \alpha \text{=} \text{Parámetro que ajustar la curva (en m-1) .Determina la profundidad del gradiente máximo de temperatura. \\ & n = parámetro adimensional que controlan la pendiente del gradiente térmico en el ajuste de la curva. \\ & Te = Temperatura del epilimnion. \\ & Th = temperatura del hipolimnion. \\ & Z = Medidas de la profundidad (variable independiente). \end{split}$$

Figura 3.20. Esquema y ecuación del algoritmo de ajuste al perfil térmico vertical (a partir de Cook & Rimmer, 2010)

Una vez se dispone de los parámetros de la curva y las derivadas primera y segunda de dicha función, se obtienen los indicadores correspondientes mediante la ecuación:

$$Z_t = \frac{1}{\alpha} m^{1-m}$$

donde Zt es la profundidad de la termoclina.

A partir de dicha ecuación, se estiman los siguientes indicadores en estratos de relavancia limnológica:

- RTi: Tiempo de residencia hidráulica en el compartimento i.
- Zt: Profundidad de la termoclina

T(Zt):Temperatura media de la termoclina

- Te: Temperatura media del epilimnion
- Teu: Temperatura media de la zona eufótica
- Th: Temperatura media del hipolimnion
- Zu: Profundidad del límite superior del metalimnion

Zb: Profundidad del límite inferior del metalimnion

S: Gradiente térmico a través del metalimnion:

$$S = \frac{T_e - T_h}{Z_b - Z_u}$$

### 3.4.3 Variables físico-químicas e hidroquímicas

En este grupo se incluyen todas las variables de carácter físico y químico que se registran en la columna de agua.

El primer bloque incluye variables **físico-químicas** básicas: Temperatura, conductividad eléctrica, pH, concentración de oxígeno disuelto, potencial redox y turbidez. A partir de los valores medidos, se calculan el porcentaje de saturación de oxígeno disuelto (concentración actual respecto a la solubilidad en las condiciones actuales de temperatura, presión y salinidad), así como el pH y la conductividad eléctrica normalizados a 25°C.

El indicador de **transparencia del agua** se expresa en términos de la profundidad de visión del disco de Secchi, mediante el ajuste de una regresión lineal entre las mediciones realizadas en la estación y las medidas de simultáneas de turbidez o del coeficiente de extinción de la luz en el PAR -ver más adelante- (Zhang et al., 2005).

El **ambiente lumínico** de la columna de agua se describe mediante una serie de propiedades ópticas aparentes (AOP) medidas con los dos radiómetros hiperespectrales sumergidos, en los diferentes rangos espectrales que se han descrito en el epígrafe 3.4.1.iii. En este caso, los subíndices "u" y "d" aluden a la radiación incidente desde abajo (*upwelling*) y desde arriba (*downwelling*), respectivamente, que se miden separadamente mediante los dos radiómetros sumergidos.

Las AOP dependen de las propiedades ópticas del agua y de sus constituyentes, pero también de las características geométricas del campo de luz natural, y se han implementado algoritmos de cálculo para las siguientes:

- i. Irradiancia (E): Ambiente lumínico (PAR, etc).
- Atenuación difusa (Kd): Se utiliza el modelo de transferencia radiativa hiperespectral que sigue la Ley de Beer I=I<sub>0</sub>e-<sup>KdZ</sup>. KdZ, también conocido como coeficiente de extinción de la luz a la profundidad Z, se obtiene mediante el ajuste por regresión de la pérdida exponencial de luz con la profundidad (Kirk, 1994), tomando como referencia el valor de Ea, es decir, la irradiancia que alcanza la superficie del agua en el mismo momento del

registro de Ed (irradiancia desde arriba en el radiómetro sumergido). El valor de Kd en cada intervalo de longitud de onda definido se obtiene como promedio de los valores de KdZ en la zona eufótica.

 iii. Reflectancia (R): Cociente entre la radiación ascendente (Eu) y la descendente (Ed) para los diferentes intervalos de longitud de onda (Lewis, 2008). Se calcula igualmente para todas las profundidades.

La profundidad de la zona fótica (Zeu) se estima como el valor de profundidad a la que llega el 1% de la radiación en superficie (e.g. Neumann et al., 2015), a partir de KdZ. Cuando no se dispone del perfil de irradiancia, se calcula a partir de la transparencia de Secchi aplicando la relación obtenida para el embalse entre este parámetro y la Zeu en las ocasiones en que se han medido directamente ambas.

Las **sustancias químicas** que se monitorizan en el embalse y el río Duero son las que se obtienen con un espectrómetro en el ultravioleta, que registra valores de absorción óptica cada aproximadamente 1,5 nm. El espectro de absorción que se obtiene en cada medida se ajusta automáticamente a una combinación lineal de espectros de calibración mediante regresión múltiple. Los espectros de calibración, proporcionados por el fabricante TriOS, se han generado en el laboratorio utilizando diferentes diluciones de las sustancias individuales de interés (nitratos, nitritos, ácidos húmicos, diferentes formas de materia orgánica, carbonatos).

Estos valores están sometidos a un proceso de filtrado según su calidad, mediante criterios basados en la absorción óptica a 200 nm y en el ajuste de la regresión a los espectros de referencia.

Por otro lado, para que la medida por fluorescencia de la materia coloreada disuelta (CDOM), pueda ser utilizada como indicadora de materia orgánica disuelta, se somete a una normalización a 20°C de temperatura (CDOMt) según la expresión propuesta en Watras et al., 2011).

### 3.4.4 Variables biológicas

### 3.4.4.1 Estimación de biomasa de fitoplancton y cianobacterias

Las primeras medidas de fluorescencia fueron hechas por Lorenzen en 1966 (Kiefer y Reynolds, 1992) y a partir de allí se han utilizado asiduamente como indicador de la biomasa algal (e.g. Ferreira et al. 2012).

La fluorescencia *in vivo* proporciona de hecho una información cualitativa sobre la biomasa del fitoplancton (fluorescencia de la clorofila *in vivo*: IVF), y para estimar la concentración de clorofila *a* (como indicador de biomasa) o el biovolumen es recomendable realizar calibraciones con muestras tomadas en la misma masa de agua (Babin et al., 2008).

Son numerosos los trabajos que aplican este enfoque de utilizar directamente la fluorescencia de la clorofila o de pigmentos específicos para estimar la biomasa o biovolumen de cianobacterias, a partir de registros de sistemas de monitorización continuada. El desarrollo de fluorímetros específicos de las ficocianinas ha proporcionado mejores resultados (Ahn et al., 2007; Brient et al., 2008; De Boutray, 2011; Loisa et al., 2015; McQuaid et al., 2011), especialmente aquellos que utilizan directamente longitudes de onda de excitación (en torno a 590 nm) y de emisión (en torno a 630 nm) de estos pigmentos, que resultan mejor que los que usan la excitación de la ficocianina pero la emisión de la clorofila *a*.

En el caso de los cHABs, la fluorescencia de clorofila no es un buen indicador, porque el 80-90% de la clorofila en las cianobacterias está en el fotosistema I (PSI), que es más eficiente que el PSII y por tanto menos fluorescente (Zamyadi et al, 2012).

Por esa razón, en este proyecto se ha establecido una relación entre la fluorescencia de la ficocianina (PC) monitorizada *in situ* y el biovolumen de cianobacterias, lo que permite usar la PC como un *proxy* en el sistema de alerta. Para tal fin se cuenta con 18 muestras que abarcan un amplio rango de valores de biomasa.

#### 3.4.4.2 Sistema de alerta temprana de riesgo de cHAB

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido niveles guía de cianobacterias según se trate de aguas de consumo o aguas para usos recreativos (WHO, 2003). Esta clasificación está basada en microcistinas, si bien se conoce la presencia de cilindrospermopsina en el embalse de La Cuerda del Pozo (A. Quesada, comunicación personal, noviembre de 2010).

Sin embargo, el objeto de la clasificación de riesgo que se aplica en este proyecto se refiere a la potencialidad tóxica a partir de niveles de la abundancia de cianobacterias, de modo que en tiempo real se pueda obtener una primera alerta temprana. Esta primera alerta permite desencadenar acciones de muestreo y análisis de laboratorio por parte de

las administraciones competentes, que permiten confirmar *a posteriori* el riesgo potencial de toxicidad, en el caso en el que la(s) especie(s) de cianobacteria(s) que dominan la proliferación son potencialmente tóxicas, y el riesgo real si se confirman mediante análisis de toxicidad y/o de concentraciones de toxinas concretas.

La escala de riesgos utilizada se basa en las prescripciones de la OMS, que propone valores de referencia para la densidad celular, para el biovolumen de cianobacterias, y para la clorofila *a*, que son medidas comunes de la biomasa algal.

Los niveles de alerta propuestos por la OMS son los siguientes (los niveles que se aplican en cada caso se facilitan en el apartado de resultados):

- Aguas para consumo humano
  - Nivel de Vigilancia. Con medidas en este nivel es necesario aumentar la frecuencia de muestreo, generalmente se considera apropiado a al menos una frecuencia semanal, de forma que los rápidos cambios en la biomasa de cianofíceas puedan ser monitoreados.
  - Nivel de Alerta I. La concentración de toxina podría sobrepasar el valor de referencia de 1  $\mu$ g/l (Humpage and Falconer 2003), por lo que el monitoreo de la biomasa de cianofíceas y de la concentración de toxinas es esencial. El programa de seguimiento, que debería tener una frecuencia al menos semanal, puede extenderse por toda la masa de agua origen para establecer la variabilidad espacial de la comunidad de cianofíceas y de la concentración de toxina.
  - Nivel de Alerta II. Altas concentraciones de toxina, claramente por encima del valor de referencia. Los efectos negativos para la salud podrían aumentar considerablemente si el agua no se trata o se trata de forma no adecuada con un sistema efectivo para la eliminación de las toxinas. A pesar de que los sistemas de filtración (posiblemente combinados con floculación-coagulación) puedan haber eliminado las toxinas contenidas en células, es más probable que las toxinas disueltas sobrepasen este tipo de sistemas de tratamiento.
- Aguas para uso recreativo
  - Nivel de Alerta I. Baja probabilidad de efectos negativos sobre la salud de las personas. Alergias e irritaciones. Se debe informar acerca de los posibles riesgos de salud al público.

## Capítulo 3

Nivel de Alerta II. Probabilidad moderada de efectos negativos sobre la salud de las personas. Las concentraciones de toxinas pueden ser altas (hasta 20 veces el nivel recomendado). En estos casos la restricción del baño es la medida apropiada.

## 3.5 Modelos de simulación

### 3.5.1 Modelo de cuenca

#### 3.5.1.1 Aproximación metodológica

Este sistema de modelado permite generar las aportaciones diarias de nitrógeno y fósforo al embalse, mediante el balance hidrológico y el cálculo de la exportación de nutrientes en cada una de las 14 subcuencas de análisis.

El modelo utilizado es el de Funciones de Carga Generalizadas a la Cuenca (GWLF), que permite estimar las cargas mensuales, disueltas y totales, de fósforo y nitrógeno. Este modelo fue desarrollado por Haith & Shoemaker (1987) y mejorado posteriormente por Haith & al. (1992), permitiendo su uso con resolución diaria cuando se trata de cuencas pequeñas. Posteriormente ha sido revisado en diferentes ocasiones y se han incluido nuevas rutinas utilizadas en otros modelos hidrológicos y de nutrientes (Evans & Corradini, 2012), integradas en la herramienta GIS Mapshed.

Se considera un modelo de cuenca combinado distribuido/agregado. Para la carga superficial es distribuido, en el sentido de que permite diferentes escenarios de tipo, uso y cobertura del suelo, pero cada zona es internamente homogénea en relación a diferentes atributos del modelo. Además, el modelo no distribuye espacialmente las zonas de aportación, sino que agrega las cargas de cada zona en el total de la cuenca, es decir, no hay un enrutamiento espacial. En cuanto a la carga subsuperficial de fósforo, el modelo es completamente agregado porque no considera áreas o superficies diferenciadas.

Este modelo simula la escorrentía superficial mediante la ecuación del número de curva del Servicio Americano de Conservación del Suelo (Soil Conservation Service, 1986), a partir de datos diarios de precipitación y temperatura -para estimar la precipitación en forma de nieve- (Ogrosky & Mockus, 1964).

Para cada subcuenca se realiza un balance hídrico diario (figura 3.21) a partir de la precipitación, deshielo, estado inicial y capacidad de la zona insaturada y la evapotranspiración.

La evapotranspiración se determina a partir de los datos meteorológicos diarios y un factor de cobertura que depende del tipo de uso/vegetación del terreno.

La infiltración hacia las zonas no saturada y saturada poco profunda iguala el exceso -si lo hubiera-, de la precipitación menos la escorrentía y la evapotranspiración. Cuando el

agua de la zona no saturada excede su capacidad de campo -U-, se produce percolación. La zona saturada poco profunda se modela como un embalse subterráneo lineal (Hann, 1972).

Los efluentes de la zona saturada poco profunda son hacia el curso de agua superficial y/o hacia la zona saturada profunda -acuífero-, y se modelan mediante sendos coeficientes de recesión. Para el primero de ello se usa un valor entre 0,01 y 0,2 en el proceso de calibrado, mientras que para el segundo se adopta un valor 0, es decir, se asume que no hay conexión con un sistema acuífero regional.



Figura 3.21. Esquema de los procesos implicados en el balance hídrico del modelo GWLF

La aportación de fracción sólida (erosión y sedimento) se estima mediante el producto de la carga de sedimentos mensual y de la concentración media de nutrientes en los sedimentos. La erosión se computa mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (algoritmo USLE) que usa valores mensuales de los coeficientes KLSCP para cada área generadora, es decir, cada combinación de uso/cobertura y tipo de suelo.

La función de edafotransferencia (el factor "K" de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo -USLE-) se ha obtenido mediante el procedimiento de Gisbert Blanquer et al. (2012):

 $100 \cdot K = [10^{-4} \cdot 2,71 \cdot M^{1,14} \cdot (12 - a)] + 4,2 \cdot (b - 2) + 3,2 \cdot (c - 3)]$ 

donde,

M = Factor representativo de la textura (100-%arcilla) x (%limo + arena muy fina)

a = % de materia orgánica

b = nº correspondiente a la estructura (mirar nomograma)

c = clase de permeabilidad del perfil (mirar nomograma)

### Rango de los parámetros

1. limo + arena muy fina, en % (triángulo de textura USDA)

- 2. arena de fina a muy gruesa (≤ 90 %)
- 3. Materia orgánica (≤ 4 %)
- 4. Tipo de estructura (granular, en bloque, laminar o masiva)
- 5. Clase de permeabilidad (todos los rangos)

Finalmente, la carga de sedimentos para cada superficie de aportación se estima aplicando a la erosión calculada un ratio de reparto de sedimentos -que se establece en función de la superficie de la cuenca-, y la capacidad de transporte -que se basa en la escorrentía media diaria-.

Las pérdidas de fósforo en superficie se determinan aplicando coeficientes de P disuelto a la escorrentía superficial y un coeficiente de sedimentos, específico para cada tipo de superficie de aportación (zonas homogéneas en cuanto a vegetación y usos del suelo).

Es posible también aplicar aportaciones puntuales a la fracción disuelta, así como prácticas de abonado y diferentes sistemas sépticos.

Las aportaciones de nutrientes por escorrentía de origen urbano se asumen como fracción sólida y el modelo aplica una función de acumulación exponencial y de lavado para estas cargas. En virtud de dicho modelo, los nutrientes se acumulan -Nk- en las superficies urbanas según una constante de acumulación -nk- y una tasa de depleción - $\beta$ -, según la ecuación:

### $dNk/dt = n_k - \beta Nk$

La ecuación se resuelve considerando que el 90% de la máxima acumulación se alcanza en 20 días y luego se añade un término de sustracción que incluye los efectos del lavado en lluvias -Wkt-, que se calcula recurriendo de nuevo a la estimación de la escorrentía

mediante la ecuación del número de curva del Servicio Americano de Conservación del Suelo, según la siguiente ecuación:

$$Wkt = 1 - e^{-1.81Qkt}$$

Las pérdidas subsuperficiales se calculan mediante coeficientes específicos de fósforo para las contribuciones al cauce de aguas subterráneas y, como se ha dicho, el modelo subsuperficial considera únicamente una zona de aportación agregada en cada subcuenca.

En cuanto a la fracción sólida (sedimentos arrastrados a los cauces), se ha estimado una concentración de nitrógeno y de fósforo característica (Tabla 3.3) a partir de los datos disponibles en el grupo de suelos del Instituto Tecnológico Agrario de la JCyL, ponderando en cada subcuenca según el porcentaje de superficie ocupado por cada uno de los dos tipos de suelo dominantes: Inceptisoles del suborden XEREPT o AQUEPT y entisoles del suborden ORTHENT. Los valores obtenidos se encuentran en el rango de 500 a 1 100 mg\_N/kg y de 4 a 7 mg\_P/kg.

 Tabla 3.2. Representación de tipos de suelo en cada subcuenca (%), y concentración de nitrógeno y fósforo resultante.

SUBCUENCA	ENTISOL ORTHENT CRYORTHENT	ENTISOL ORTHENT XERORTHENT	INCEPTISOL AQUEPT EPIAQUEPT	INCEPTISOL XEREPT CALCIXEREPT	INCEPTISOL XEREPT DYSTROXEREPT	INCEPTISOL XEREPT HAPLOXEREPT	N (mg/kg)	P (mg/kg)
1	1%	42%	0%	0%	57%	0%	757	4
2	0%	8%	0%	6%	86%	0%	549	5
3	0%	11%	0%	29%	61%	0%	564	5
4	0%	0%	0%	16%	84%	0%	500	5
5	0%	0%	0%	100%	0%	0%	500	5
6	0%	27%	0%	0%	73%	0%	660	4
7	0%	45%	0%	0%	55%	0%	768	4
8	0%	64%	0%	0%	36%	0%	885	4
9	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1100	3
10	0%	75%	1%	0%	0%	24%	945	4
11	0%	100%	0%	0%	0%	0%	1098	3
12	0%	15%	34%	0%	0%	52%	520	6
13	0%	0%	68%	0%	0%	32%	364	7
14	11%	44%	7%	3%	6%	29%	819	4
TOTAL	3%	41%	6%	3%	33%	14%	748	4

Se han calculado las distancias medias a la salida a través de los cauces en cada subcuenca para obtener los factores de atenuación que se aplican posteriormente como pérdidas en los cauces en función del tiempo.

Esta atenuación de la carga en el transporte por los cauces hasta la siguiente subcuenca se refiere a las pérdidas acumuladas que se producen en procesos como la desnitrificación, asimilación por la vegetación acuática, deposición, etc., y se estima mediante una función que estima las pérdidas en el cauce como función del tiempo de trayecto. Para ello se aplican coeficientes de pérdida incorporados en diferentes versiones del modelo SPARROW, desarrollado por U.S. Geological Survey (Preston et al., 2011; Moore et al., 2004).

#### 3.5.1.2 Submodelo ganadero

Se ha recopilado la información disponible de distintas fuentes acerca de las cabañas ganaderas que se mantienen en régimen extensivo en los alrededores del embalse: Información cedida por el Servicio Territorial de Agricultura y Ganadería y por el Servicio Territorial de Medio Ambiente de Soria, dependientes ambos de la Junta de Castilla y León, que se ha completado con consultas directas a agentes locales de los servicios forestales y veterinarios y también a ganaderos locales.

La información de que se dispone se refiere a los montes de utilidad pública (MUP), en los que se deja al ganado en libertad durante diferentes periodos del año. La mayoría del ganado en la cuenca del embalse es vacuno y ovino lanar, con escasas unidades en algunos montes de ganado cabrío y equino, y escasa presencia de ganado asnal en un solo monte.

Los censos ganaderos se expresan en Unidades Ganaderas Mayores (UGM), que equivalen a una cabeza del ganado de referencia, en este caso bovino adulto, y son estándares utilizados con fines estadísticos para realizar análisis globales y comparativos. Se obtiene multiplicando el número de cabezas reales de cada tipo de ganado por un factor de ponderación que depende de la especie y en algunos casos de la edad del animal, fijado por el Instituto Nacional de Estadística.

El tiempo de permanencia del ganado en estos montes varía entre zonas. En la tabla 3.4 se facilitan los meses que pasa el ganado en cada monte al cabo del año. La mayoría de los montes (13 de los 20 censados) albergan ganado durante todo el año y hay seis montes, la mayoría en el entorno de embalse, en las zonas cercanas al brazo del Duero-Revinuesa y a las reculas sur, que mantienen el ganado en libertad durante periodos menores, entre 5 y 9 meses al año.

Monte	Lanar	Vacuno	Cabrío	Equino	Asnal	Porcino	UGM	UGM*mes	Meses
104	12	214	0	0	0	0	216	2590	12
117	0	239	0	0	0	0	239	1434	6
118	0	200	0	8	0	0	208	2496	12
119	0	239	0	0	0	0	239	1673	7
124	400	40	0	33	0	0	133	1596	12
125	802	598	60	97	7	0	831	9976	12
132	1120	300	52	39	0	0	515	6178	12
136	0	240	0	1	0	0	241	1446	6
142	135	302	40	4	0	0	332	3987	12
143	0	20	0	0	0	0	20	240	12
146	536	161	0	2	0	0	243	2114	9
166	0	0	0	0	0	0	0	0	0
170	0	25	0	0	0	0	25	125	5
172	700	600	0	0	0	0	705	8460	12
177-180	1800	200	0	0	0	0	470	5640	12
191	0	60	0	0	0	0	60	720	12
192	2751	1029	0	9	0	0	1451	9848	7
239	700	0	0	0	0	0	105	1260	12
327	0	7	0	0	0	0	7	84	12
363	1343	0	16	0	0	0	204	2446	12

Para aproximar el tiempo que el ganado en libertad pasa en el agua se recurrió a un algoritmo que estima este tiempo en función de un índice de estrés térmico basado en la temperatura y la humedad. El *Temperature and Humidity Index* (THI) fue desarrollado por Pandey (2007) y publicado en su tesis doctoral *Analysis and modelling of cattle distribution in complex agroecosystems of South Florida*. El índice se calcula mediante la siguiente ecuación:

 $THI = Td - [0,55 \bullet (1 - HR / 100) \bullet (Td - 58)],$ 

donde:

- THI: índice de temperatura y humedad relativa
- Td: temperatura de bulbo seco (°F) o temperatura medida mediante un termómetro ordinario sin consideración de la humedad
- HR: humedad relativa (%)

Este autor establece un nivel crítico para este índice de 75, es decir, cuando el índice supera ese valor, el tiempo que el ganado pasa en la sombra se incrementa en un 20 % y

el que pasa en el agua un 10 %. Pandey (2007) estimó el valor basal en un 30 % del tiempo que el ganado pasa en el agua, aunque se trataba de Florida.

Este valor basal parece muy elevado teniendo en cuenta el clima de la zona de Cuerda del Pozo, por lo que se buscaron otras aproximaciones para establecer un valor basal más acorde con las bajas temperaturas del invierno, que se incrementaría en un 10 % cuando el THI supere el valor de 75. En el suroeste del estado de Virginia, Masters (2002) estimó tiempos de estancia en el agua de 10,12 minutos al día entre agosto y febrero, y Gary et al. (1983) registraron observaciones que permitieron establecer el porcentaje del tiempo que el ganado defeca directamente en el agua entre el 6,7 y el 10,5 %, generalmente inmediatamente después de abrevar. Teniendo en cuenta estos datos y las observaciones y consultas realizadas, que conducen a estancias sensiblemente inferiores en el agua, así como el proceso de calibrado del modelo con datos de nutrientes en los exutorios de las subcuencas, se estableció un nivel mínimo del 1 % del tiempo de estancia del ganado en el agua y ese valor se ha variado mensualmente de forma proporcional a la relación del índice THI en el mes respecto al valor basal del mismo.

De esta forma se puede repartir a efectos de simulación la carga de nutrientes generada por el ganado entre la aportación directa al agua y la aportación al terreno.

De la carga que se deposita en el terreno, la fracción que se fija al suelo y que acaba en las aguas superficiales cercanas se calcula aplicando una tasa basal de pérdida de nitrógeno y fósforo, corregida con un factor de lavado por la lluvia, siguiendo la propuesta de Evans & Corradini (2012). La tasa basal de pérdida por defecto es del 5 % para el nitrógeno y del 7 % para el fósforo. Cuando la lluvia supera los 3 cm al día esa tasa se incrementa y cuando es inferior decrece hasta cero cuando no hay precipitaciones.

La carga de fósforo se calcula a partir de un peso medio de 360 kg por cabeza de vaca, 500 kg de equino y 50 kg de oveja y una aportación de 0,09 kg de fósforo y 0,31 kg de nitrógeno al día por cada 1000 kg de animal. Estos valores varían ligeramente para otros animales: 0,1 de fósforo y 0,37 de nitrógeno para ovejas, y 0,06 y 0,28, respectivamente para caballos (Evans, 2012).

### 3.5.2 Modelo de embalse

### 3.5.2.1 Modelo 1D

Se ha trabajado con una familia de modelos hidrodinámicos y limnológicos muy avanzados y contrastados, desarrollados por el *Centre for Water Research of the University of Western Australia*. El modelo hidrodinámico 1DV DYRESM (*Dynamic Reservoir Simulation Model*) propuesto por Imberger y Patterson (1981), cuyos resultados se acoplan al modelo de calidad CAEDYM (*Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model*), propuesto por Herzfeld y Hamilton (2000).

DYRESM discretiza la columna de agua en capas lagrangianas de espesor variable y con movilidad vertical. Los procesos más importantes que incluye son: intercambio de calor superficial, momento y masa; mezcla superficial; mezcla en profundidad y dinámica de flujos de entrada y salida.

CAEDYM es un modelo de ecosistema y calidad de las aguas, que incorpora los procesos de producción primaria, secundaria, ciclos de nutrientes y metales, dinámica del oxígeno y movimiento del sedimento.

Los distintos modelos que intervienen se han integrado en el sistema "Coupled CWR Dynamic Reservoir Simulation Model and Computacional Aquatic Ecosystems Dynamics Model". Contiene un modelo hidrodinámico monodimensional con resolución vertical (DYRESM - Dynamic Reservoir Simulation Model) para predecir en el largo plazo la distribución vertical de la temperatura, salinidad y densidad del agua en embalses y lagos, y un modelo ecológico y de calidad de las aguas (CAEDYM - Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model), que incorpora los procesos de producción primaria, secundaria, ciclos de nutrientes y metales, dinámica del oxígeno y movimiento del sedimento.

Estos modelos para el estudio de la calidad del agua de lagos y embalses resuelven las siguientes ecuaciones de gobierno: (1) ecuación de conservación de la masa o de continuidad (2) ecuación de conservación de cantidad de movimiento (en una o tres direcciones) y (3) ecuaciones de transporte y dispersión, que describen qué cantidad existe de una sustancia o de una característica del agua y como esa masa es transportada y se transforma.

El modelo hidrodinámico DYRESM es un modelo unidimensional (1DV) que permite predecir la distribución vertical de temperatura, salinidad y densidad en lagos y embalses

satisfaciendo la aproximación 1D, por ello parametriza los procesos físicos importantes (de estudios de procesos detallados en campo y laboratorio), en relación a cambios temporales de temperatura, salinidad y distribuciones de densidad en lagos y embalses (Imerito, 2007).

### 3.5.2.1.1 Submodelo hidrodinámico

El modelo DYRESM proporciona predicciones fiables de las características térmicas en escalas de tiempo de semanas a décadas (Gal et al., 2002; Tanentza et al., 2007; Xingyong et al., 2009; Hipsey et al., 2008). El modelo muestra una media de la variabilidad estacional e interanual de lagos y embalses, y analiza los cambios de factores ambientales en largos periodos de tiempo y en las propiedades de la cuenca.

Los principales procesos del modelo DYRESM son:

a) Unidimensionalidad: Las variaciones verticales en el embalse juegan un papel más importante que aquellas en la dirección horizontal, es decir, la estratificación de la densidad en lagos, inhibe los movimientos verticales, mientras las variaciones horizontales de la densidad, son rápidamente suavizadas por advección y convección. De esta manera, el embalse es considerado como una serie de capas horizontales. No hay variación longitudinal o lateral en las capas y el perfil vertical de cualquier propiedad corresponde a esas propiedades en cada capa.

Para comprobar la validez de la unidimensionalidad se calcula el número de lago (LN) (Imberger y Patterson, 1990), que se define en términos de la estabilidad de la estratificación y la alteración debida al viento.

Si LN es mayor que 1, la fuerza que ejerce la masa de agua es mayor que la del viento, por lo que la estructura de densidad será prácticamente horizontal, pudiéndose asumir la condición de unidimensionalidad.

Para el embalse de La Cuerda del Pozo se ha comprobado que el valor del número de lago es 2,21 por lo que este modelo podría resultar aceptable para las condiciones del embalse (Medina et al., 2012). Además, varios estudios han demostrado que la aplicación del modelo DYRESM a embalses dendríticos, como el de La Cuerda del Pozo, genera resultados válidos a la hora de compararlos con datos de campo (Han et al., 1999; Corral et al., 2004).

b) Estructura de capas: DYRESM está basado en un esquema de capas lagrangiano, en el cual el embalse se modela mediante una serie de capas horizontales de propiedades uniformes pero espesor variable. La posición de las capas cambia cuando el

flujo de entrada, el de salida, la evaporación y la lluvia afectan al volumen acumulado y los espesores de las capas cambian al moverse verticalmente para asimilar los cambios de volumen. Las capas pueden ser muy estrechas debido a grandes gradientes verticales de propiedades, como ocurre en el caso de la termoclina.

La ecuación que permite calcular la densidad del agua en cada capa es la desarrollada por la UNESCO:

$$\rho(T, S, P) = \frac{\rho(T, S, 0)}{(1 - \frac{P}{K(T, S, P)})}$$
$$K(T, S, P) = E + FP + GP^2$$

Donde  $\rho(T,S,P)$  es la densidad del agua, T(i), la temperatura , S, la salinidad, P, la presión y E, F y G son funciones polinomiales de la temperatura.

Si la densidad de la capa que está encima es superior a la de abajo, se combinan las dos capas y las propiedades de éstas se conservan de acuerdo a las ecuaciones gobernantes de conservación:

$$C_t^* = \frac{C_i \Delta M_i + C_{i+1} \Delta M_{i+1}}{\Delta M_i + \Delta M_{i+1}}$$

Donde C, es la propiedad que se conserva y M es la masa.

La nueva densidad se determina a través de la temperatura y salinidad. La densidad de esta capa será posteriormente comparada con la siguiente capa de abajo y este proceso se repite hasta que se alcanza la última capa. Se asegura así que el perfil de densidad siempre es estable.

c) Intercambios en la superficie de calor superficial, momento y masa. Incluyen el calentamiento debido a la penetración de la radiación de onda corta en el lago y los flujos en la superficie que se evaporan, el calor sensible (convección desde la superficie del agua a la atmósfera), la radiación de onda larga y el movimiento del viento.



Figura 3.22. Procesos de intercambio de calor en embalses.Tomado de Medina et al., 2012

- d) Modelo de mezcla superficial: Existen en DYRESM tres mecanismos capaces de generar la mezcla en las capas superficiales:
  - Anulación convectiva: Debido a la pérdida de energía potencial provocada por el desplazamiento de una masa de agua densa a una capa inferior.
  - Agitación: Debido a que la energía del viento afecta a las capas superficiales provocando la mezcla.
  - Cortante: Debido a la transferencia de energía cinética desde las capas más altas a las más bajas.
- e) **Dinámica de flujos de entrada**: Los flujos de entrada al modelo pueden ser superficiales (ríos o corrientes) o subsuperficiales (aguas subterráneas).

Para el caso de corrientes superficiales, que es el que nos ocupa, el flujo de entrada empuja el agua en reposo del embalse hasta que este flujo se distribuye en función de las diferencias de densidad entre el agua del embalse y la corriente de entrada. Si la densidad de la corriente es menor que la del embalse el flujo asciende y en caso contrario desciende.

- f) Mezcla en profundidad: DYRESM realiza una aproximación parametrizada de los procesos de mezcla en lagos, basado en:
  - Mezcla interna: tiene en cuenta los dos mecanismos de mezcla juntos, que son la difusión molecular y la rotura de mezcla.
  - Capa límite bentónica: está parametrizada de una manera similar a la agitación del viento en la capa superficial. La energía cinética capaz de mezclar el agua con la capa bentónica es debido a la velocidad crítica del sedimento del fondo.

Grupo	Variable/Parámetro	Unidades
	Fecha inicio	-
	Longitud de simulación	d
	Intervalo de salida	d
Configuración	Coeficiente de extinción de la luz	m <sup>-1</sup>
	Espesor mínimo de capa	m
	Espesor máximo de capa	m
	Intervalo	S
	Latitud	0
	Cota coronación presa	msnm
	Número de entradas	-
	Tipo de entradas	-
	Semiángulo de cauces de tributarios	0
Martanatria	Pendiente de cauces de tributarios	0
Moriometria	Coeficiente de arrastre del cauce	-
	Altura del fondo sobre datum de referencia	m
	Altura de coronación	m
	Número de salidas	-
	Altura de las salidas	m
	Morfometría embalse	$m - m^2$
	Temperaturas iniciales en la columna de agua	°C
Perfil inicial	Salinidades iniciales en la columna de agua	psu
	Altura inicial de la superficie	m
	Radiación de onda corta	$W \cdot m^{-2}$
	Cobertura nubosa	%
Mataorología	Temperatura del aire	°C
Meteorologia	Presión de vapor	mb
	Velocidad del viento	m·s <sup>-1</sup>
	Precipitación	m
Entradas/Salidas	Caudales de entradas y salidas	$m^3 \cdot d^{-1}$
Entradas	Temperatura entradas	°C
Entradas	Salinidad entradas	psu
	Coeficiente de transporte de masa aerodinámica	-
	Albedo medio del agua	-
	Emisividad de la superficie del agua	-
Danématnas	Velocidad crítica del viento	m·s <sup>-1</sup>
Parametros	Hora de salida de resultados	S
	Coeficiente de intrusión del burbujeador	-
	Coeficiente de intrusión de la pluma	-
	Eficiencia de cizalladura	-

### Tabla 3.4. Declaración de variables utilizadas en la simulación DYRESM

### 3.5.2.1.2 Submodelo del ecosistema

El modelo CAEDYM se ha desarrollado para estudiar la eutrofización y simula los procesos relacionados con nutrientes, fitoplancton y zooplancton, pero incluye también la dinámica del oxígeno y otras variables de estado. Sin embargo, ha crecido para servir como un modelo general del ecosistema (resuelve numerosos procesos biogeoquímicos) y como un modelo de dinámica de especies o grupos del plancton.



Figura 3.23. Planteamiento general del modelo CAEDYM

En la figura anterior se plasma la relación entre los diferentes procesos que confluyen en el embalse, que incluyen las entradas por los diferentes conceptos (tributarios, aportación por escorrentía directa o difusa, precipitación directa) y las salidas por los diferentes órganos de desagüe.

A continuación se describen las variables y procesos del modelo que resultan más relevantes para la presente investigación.

 a) Luz: La radiación de onda corta incidente es aportada por el modelo hidrodinámico, que es utilizada posteriormente en los cálculos termodinámicos superficiales por CAEDYM.

Para la producción primaria, la intensidad de onda corta (280-2800 nm) en la superficie es convertida en PAR (componentes fotosintéticamente activos) asumiendo que que el 45% del espectro incidente está entre 400-700 nm. La penetra-

ción del PAR en la columna de agua sigue la ley de Lambert-Beer con el coeficiente de extinción de la luz dinámicamente ajustado. Este coeficiente responde a las concentraciones de algas, partículas inorgánicas y detritos y niveles de carbono orgánico disuelto.

- b) Partículas inorgánicas: En la simulación se pueden incluir dos tipos de partículas inorgánicas (SS), asignándose a cada grupo un diámetro y una densidad. También se puede configurar la adsorción y desorción del fósforo reactivo filtrable (FRP) y amonio (NH4) en partículas inorgánicas como fósforo inorgánico particulado (PIP) y nitrógeno inorgánico particulado (PIN). La sedimentación de partículas se modela siguiendo la ley de Stokes.
- c) Oxígeno disuelto: La dinámica de oxígeno disuelto dentro de CAEDYM, incluye intercambio atmosférico, demanda de oxígeno del sedimento (SOD), uso microbiano durante la mineralización y nitrificación de la materia orgánica, producción de oxígeno fotosintético y consumo de oxígeno por la respiración y la respiración por parte de otros elementos bióticos opcionales.
- d) Macronutrientes: Las formas de C, N y P (carbono, nitrógeno y fósforo, tanto orgánica, inorgánica, disuelta como particulada) se modelan durante la transformación de POM a DOM (materia orgánica disuelta) para disolver la materia inorgánica disuelta (DIM). El ciclo de nitrógeno incluye los procesos de nitrificación, desnitrificación y fijación de nitrógeno, que no se dan en los ciclos de fosforo y carbono.
- e) **Dinámica del fitoplancton**: Hay 7 grupos de fitoplancton configurables en CAEDYM que son genéricos, excepto para varios grupos de diatomeas, que incluyen almacenamiento de sílice interno. La biomasa algal puede ser simulada en unidades de clorofila (µg/l) o de carbono (mg/l). Para cada grupo de fitoplanton se multiplica el máximo potencial de crecimiento ( $\mu_{MAX}$ ), por una función de temperatura y por el mínimo valor por limitación de la luz ( $f(I)_a$ ), fósforo ( $f(P)_a$ ), nitrógeno ( $f(N)_a$ ) y sílice ( $f(Si)_a$ ) (esta última solo cuando se consideran las diatomeas):

$$\mu_{ga} = \mu_{MAX_a} \min[f(I)_a, f(N)_a, f(P)_a, f(Si)_a^*, f(C)_a^{**}] f_{A_a}^{T1}(T)$$

En ausencia de fotoinhibición, aplica el modelo de Webb et al. (1974) para cuantificar la limitación del máximo potencial de la fijación de carbono y las ecuaciones están integradas respecto a la profundidad.

En el caso de que el grupo sea susceptible a la fotoinhibición, el valor de saturación de la luz de máxima producción que se usa es una integral de profundidad:

$$f(I) = \frac{I}{I_s} \exp(1 - \frac{I}{I_s})$$

Siendo Is el valor de la saturación de la luz en el que la producción es máxima.

Hay 2 opciones para modelar la dinámica del C, P y N dentro de los grupos algales: Ratio constante de nutriente-clorofila o almacenamiento intracelular dinámico.

En el primer caso se usa la ecuación de *Michaelis-Menten* para simular la limitación de nutrientes, con una constante de saturación que relaciona el efecto de las concentraciones de nutrientes externos en la velocidad de crecimiento. La pérdida metabólica de nutrientes por mortalidad y excreción es proporcional al ratio constante de nutriente interno multiplicado por la tasa de pérdida.

El modelo posterior usa almacenamiento intracelular dinámico para regular el crecimiento con el modelo de Droop (1974). Este modelo permite al fitoplancton tener una concentración variable de nutrientes con una dinámica limitada por valores máximos y mínimos. La pérdida de nutrientes debido a la mortalidad y la excreción son similares al modelo simple descrito arriba, excepto que se usa dinámicamente la concentración de nutrientes internos.

Los términos de pérdida por respiración, mortalidad natural y excreción, se modelan con una simple tasa de respiración que después se divide en la fracción de respiración pura y la pérdida debido a mortalidad y excreción como aparece en la Ecuación 4.26.

$$L = K_{ra} \theta^{T-20}$$

Siendo L la pérdida metabólica debida a la mortalidad, excreción y respiración y  $K_{ra}$  el coeficiente de velocidad de respiración.

Hay cuatro modelos en CAEDYM para simular la migración y sedimentación del fitoplancton. Una vez sedimentado, se mantiene por un periodo definido por el usuario (normalmente 24 horas). Si el fitoplancton no entra de nuevo en la columna de agua, su biomasa se aporta al sumidero de nutrientes del sedimento.

Grupo	Variable/Parámetro	Unidades	
	Fecha inicio	-	
	Longitud de simulación	d	
	Intervalo de salida	d	
Configuración	Coeficiente de extinción de la luz	m <sup>-1</sup>	
	Espesor mínimo de capa	m	
	Espesor máximo de capa	m	
	Intervalo	S	
	Densidad inicial	$\mu g \cdot Chl a \cdot l^{-1}$	
	Umbral mínimo de biomasa	mg·l⁻¹	
	Ratio medio C:Chla	-	
	Tasa de crecimiento	d <sup>-1</sup>	
	Tasa de respiración	d-1	
	Fracción de respiración relativa a pérdida total	-	
	Multiplicador de temperatura para respiración	-	
	Multiplicador de temperatura para crecimiento	-	
	Temperatura estándar	°C	
	Temperatura óptima	°C	
	Temperatura máxima	°C	
	Salinidad óptima	psu	
	Limitación de salinidad a 36,0psu	-	
	Parámetro de la curva fotosíntesis-irradiancia	$\mu E \cdot m^2 \cdot s^{-1}$	
	Constante de semisaturación por fósforo	$mg P \cdot l^{-1}$	
Cianofíceas	Máxima adquisición de fósforo	mg P·mg Chl $a$ ·d <sup>-1</sup>	
	Ratio interno de fósforo mínimo	mg P:mg Chla	
	Ratio interno de fósforo máximo	mg P:mg Chl <i>a</i>	
	Constante de semisaturación por nitrógeno	mg N·l⁻¹	
	Máxima adquisición de nitrógeno	mg N∙mg Chl <i>a</i> ∙d <sup>-1</sup>	
	Ratio interno de nitrógeno mínimo	mg N:mg Chl <i>a</i>	
	Ratio interno de nitrógeno máximo	mg N:mg Chla	
	Coeficiente de atenuación específica	$\mu g \cdot Chla \cdot l^{-1} \cdot m$	
	Velocidad de sedimentación	m·s <sup>-1</sup>	
	Presión crítica de resuspensión	N·m⁻²	
	Tasa de resuspensión	mg·m <sup>-2</sup> ·s <sup>-1</sup>	
	Constante de semisaturación para resuspensión	mg⋅m <sup>-2</sup>	

### Tabla 3.5. Declaración de variables utilizadas en la simulación CAEDYM

### 3.5.2.2 Modelo Delft3D

Para la simulación tridimensional del embalse se ha aplicado la familia de modelos de *Delft Hydraulics*, en concreto el modelo hidrodinámico tridimensional Delft3D-FLOW y el modelo ecológico Delft3D-ECO, que siempre va asociado al de calidad de aguas Delft3D-WAQ y que se acoplan al hidrodinámico.

### 3.5.2.3 Submodelo hidrodinámico

Delft3D es un sistema de modelado integrado de flujo y transporte orientado al medioambiente acuático que resuelve las ecuaciones no lineales 2D (promediado en profundidad) y 3D para aguas someras (*shallow water equations*). Las formulaciones matemáticas incluidas en el modelo permiten tener en cuenta los siguientes fenómenos físicos (Deltares, 2011).

- Efectos de la rotación de la Tierra (fuerza de Coriolis).
- Efectos baroclínicos.
- Masas de turbulencia inducida y flujos de momentos (modelos de cierre turbulento).
- Transporte de salinidad, temperatura y otras sustancias conservativas.
- Forzamientos de marea en contornos abiertos.
- Variaciones espacial y temporal de la tensión tangencial del viento en la superficie de la masa de agua.
- Variaciones espaciales de la tensión tangencial en el fondo.
- Variaciones espacial y temporal de la presión atmosférica en la superficie.
- Variación temporal de fuentes y sumideros (i.e. descargas en ríos).
- Inundación y secado de llanuras mareales.
- Flujos de calor.
- Efecto del oleaje.
- Flujo sobre estructuras hidráulicas.

### 3.5.2.3.1 Ecuaciones de gobierno

Delft3D resuelve las ecuaciones de Navier-Stokes para fluido incompresible bajo los supuestos de aguas someras y Boussinesq. En la ecuación de momento vertical se desprecian las aceleraciones verticales, que conducen a la ecuación de presión hidrostática. En el modelado 3D, las velocidades verticales se obtienen a través de la ecuación de continuidad.

En la dirección horizontal el modelo hace uso de **coordenadas ortogonales curvilíneas**. Hay dos sistemas de coordenadas válidos:

- Coordenadas cartesianas (ξ,η)
- Coordenadas esféricas (λ,φ)

En la dirección vertical se pueden utilizar dos **sistemas de malla vertical** diferentes: el sistema de coordenadas  $\sigma$  ( $\sigma$ -model) y el sistema de coordenadas Cartesiano Z (*Z*-model), que usan ecuaciones hidrodinámicas similares. El modelo Z fija el espesor de cada capa, por lo que con los cambios de nivel del embalse puede cambiar el número de capas en distintas zonas del embalse. Esta aproximación es la adecuada cuando existen gradientes verticales acusados, como es el caso de termoclinas o haloclinas, y los procesos asociados a ellas resultan de interés. Dado que la dinámica térmica, de nutrientes y de organismos en el embalse está estrechamente relacionada con la estratificación vertical, se optó por este modelo a pesar de que presenta algunas desventajas operativas (de programación).





### 3.5.2.3.2 Configuración del modelo hidrodinámico

Para ejecutar una simulación es necesario establecer previamente toda una serie de requisitos: datos de contorno, submodelos a aplicar, parámetros, datos iniciales, procesos, opciones de cómputo, opciones de salida, etc.

Durante el proceso se han ejecutado numerosas simulaciones (casos) que en general han ido aumentando su complejidad y realismo progresivamente.

A continuación se facilitan los parámetros de configuración más importantes utilizados en este caso de simulación.

i. Dominio

El dominio físico, en este caso el embalse de Cuerda del Pozo, que define las condiciones de contorno del modelo, se configura mediante los siguientes parámetros:

A partir de una herramienta denominada RGFGRID, se establece la malla rectangular sobre la que se va a ejecutar el modelado. En las distintas ejecuciones que se han desarrollado, se han probado resoluciones horizontales que van desde los 5x5 m a los 200x200 m cada celda. El compromiso finalmente adoptado entre resolución y demanda de computación es aplicar celdas de 40 m de lado, resultando en una malla de 122 x 95 celdas en planta.



Figura 3.25. Vista de la malla de simulación para el embalse de Cuerda del Pozo en el módulo Delft-RFGRID

Posteriormente se especifica el número de capas verticales (resolución vertical) del modelo, que en este caso es de 1 m para una profundidad máxima de 35 m. Como entrada para desarrollar la malla, se incorpora el mapa de elevaciones del terreno, que se ha generado previamente a partir del MDT de 5 m y del modelo batimétrico digital desarrollado con los datos del sondeo hidroacústico.

Se definen también las celdas que corresponden a "drypoints", es decir, zonas en las que la hidrodinámica no interviene porque son terreno emergido en máximo nivel de embalse (islas).



Figura 3.26. Vista de la batimetría generada para el embalse de Cuerda del Pozo en el módulo Delft-QUICKIN

ii. Marco temporal

Intervalo temporal centrado en los meses en los que se producen los cHABs (julio a septiembre) y paso temporal de la simulación, que en este caso es de 5 minutos.

### iii. Procesos

Se pueden seleccionar constituyentes (salinidad, temperatura, contaminantes, sedimentos) o procesos físicos (viento, olas, mareas). En este proyecto se han tenido en cuenta los procesos de salinidad, temperatura y viento.

#### iv. Condiciones iniciales

Valores de ciertos procesos en el momento en el que empieza el cómputo. Puede ser un valor uniforme o un fichero. Este fichero puede provenir de otra simulación o ser generado. Se ha desarrollado un *script* en *python* que, a partir del número de celdas y capas, permite definir valores en cada celda de temperatura, salinidad y nivel de agua. Los valores iniciales son los de los perfiles verticales registrados en el embalse más cercanos a esa fecha.

#### v. Flujos de agua

Ubicación de los ríos tributarios que van a parar al embalse y de las salidas de agua en la presa. Además del caudal (en m<sup>3</sup>/s) se incorporan para el periodo de simulación los valores diarios temperatura y salinidad, generados para las diferentes subcuencas.

#### vi. Parámetros físicos

Constantes: Aceleración de la gravedad y la densidad de agua o aire.

*Rugosidad*: Rugosidad y elegir la fórmula que más se adapte al caso de estudio. Es uno de los elementos importantes que se describen en el apartado de calibración.

*Viscosidad*: Este grupo define la viscosidad y la difusividad, tanto horizontal como vertical, que son parámetros determinantes en la estratificación vertical de la temperatura del agua.

*Viento*: Define el valor del viento (velocidad y dirección), que puede ser uniforme o variable. Se ha optado por aplicar un modo uniforme a partir de datos de los anemómetros del embalse.

*Heat flux model*: Simula los flujos de energía en el sistema modelado, en este caso a partir de la radiación incidente, su captación y la difusión del calor. El intercambio de calor en la lámina superficial de agua se modela teniendo en cuenta de forma separada el efecto de la radiación solar (onda corta) y atmosférica (larga), y la pérdida de calor debida a la radiación emitida, evaporación y convección. En la literatura hay una amplia variedad de formulaciones empíricas para calcular estos flujos de calor, que difieren en la dependencia del intercambio en los parámetros meteorológicos (velocidad del viento, nubosidad y humedad).

#### vii. Operaciones hidráulicas

Se definen las descargas diarias a través de las diferentes tomas u órganos de desagüe de la presa, a partir de los datos de explotación de la presa.

viii. Monitorización

En este grupo se establecen las celdas en las que se van a establecer puntos fijos de observación, que guardaran los valores de los distintos parámetros de salida en ese punto. Se pueden definir además boyas lagrangianas (se mueven según el flujo) o cortes trasversales, que permiten mostrar en un corte vertical los valores en profundidad de los distintos parámetros.

### 3.5.2.3.3 Calibración del modelo hidrodinámico

i. Rugosidad

Este es uno de los parámetros que más pueden influir a la hora de conseguir o no que el modelo reproduzca, por ejemplo, la termoclina. Además, condiciona el paso temporal que se debe seleccionar. Para calibrarlo, se han probado tanto el modelo de *Chezy* como el de *Manning*, con distintos valores cada uno. Finalmente, se ha optado como mejor opción por el modelo de *Manning* con valores de U=0.05 y V=0.05.

ii. Viscosidad

La viscosidad también influye notablemente a la hora de reproducir aspectos como la termoclina, por lo que se han hecho varias simulaciones con diferentes valores. Al final, los valores que generan un mejor ajuste son:

- Horizontal eddy viscosity = 0.5
- Horizontal eddy diffusivity = 0.5
- Vertical eddy viscosity =  $5 \cdot 10^{-6}$
- Vertical eddy diffusivity= $5 \cdot 10^{-6}$ .
- iii. Heat flux model

Se han utilizado cuatro opciones denominadas *total solar radiation*, *net solar radiation*, *Murakami* y *Ocean* (Deltares, 2011). Para cada una de ellas, se ha desarrollado un *script* que recogiera los datos desde la base de datos para transformarlos en un fichero de entrada al programa. Ha sido necesario además el rellenado de huecos en las series de datos meteorológicos de entrada, combinando fuentes e interpolando datos perdidos, para obtener la distribución horaria de las variables de radiación.

Tras varias pruebas, los modelos que más se asemejan a la realidad son *Murakami* y *Ocean*, siendo este último en la mayoría de los casos la mejor opción. En este modelo se introduce la nubosidad y las pérdidas de calor debidas a la evaporación y a la convección las computa el modelo. Adicionalmente, cuando las densidades del aire y del agua son tales que se produce una convección libre (no forzada por el viento), el modelo computa su calor latente y sensible.

### iv. Profundidad de Secchi

La profundidad de visión del disco de Secchi (SDT) está relacionada con la transparencia del agua y es un parámetro crucial a la hora de ajustar el valor de la termoclina a la del sistema real, porque afecta a la distribución vertical en la columna de agua del calor absorbido. Esta distribución se hace mediante una función exponencial negativa en relación al coeficiente de extinción de la luz, que se calcula como  $\gamma = 1,7/SDT$ . Por ello, a partir de los datos de radiación solar y de penetración de la luz en el agua, se ha calculado la profundidad de Secchi.

### v. Opciones numéricas

Para resolver las ecuaciones diferenciales parciales del modelo, deben ser transformadas a un espacio discreto. Existen diferentes métodos de discretización y esquemas de solución numérica, que se adaptan mejor a unos u otros casos:

- Esquemas 1-5. En la práctica sólo se aplican a simulaciones 2D en las que la dirección vertical normalmente resulta en un paso de tiempo pequeño.
- Esquema 10. Similar al esquema 1. Puede aplicarse a simulaciones 3D. Utiliza inversión directa de matrices.
- Esquemas 11-14. Separa solución horizontal y transporte vertical. Preferiblemente se utiliza el 12.
- Esquemas 15 y 16. Implícito tanto en vertical como horizontal. Solución iterativa (eficiente temporalmente).
- Esquemas 19 y 20. Muy precisos, pero la solución iterativa puede requerir pasos de tiempo pequeños.
- Esquema 21. Cambia dinámicamente de explícito a implícito. Relativamente rápido.

Se ha optado en este trabajo por utilizar el esquema 15, que es de los más conservativos.

### 3.5.2.4 Submodelo de calidad Delft3d-ECO

#### 3.5.2.4.1 Estructura y transporte de masas

El modelo ECO se basa en el marco de modelado de código abierto D-Water Quality (DELWAQ), que permite la selección de sustancias y procesos desde una amplia librería de procesos y tiene numerosas opciones para la integración numérica de conservación de la masa. Resuelve las siguientes ecuaciones 3D de advección, difusión y reacción para una malla computacional de volúmenes finitos:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -u\frac{\partial C}{\partial x} - v\frac{\partial C}{\partial y} - w\frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x}(D_x\frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(D_y\frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(D_z\frac{\partial C}{\partial z}) + S + P$$

donde

- C: concentración (g/m<sup>3</sup>)
- u, v, w: componentes del vector de velocidad (m/s)
- Dx, Dy, Dz: componentes del tensor de dispersion  $(m^2/s)$
- x, y, z: coordenadas en las tres dimensiones espaciales (m)
- S: fuentes y sumideros de masa relacionados con tributarios y cargas externas (g/m<sup>3</sup>/s)
- P: fuentes y sumideros de masa relacionados con procesos (g/m<sup>3</sup>/s)
- t: tiempo (s)

El modelo ECO simula dinámicamente un conjunto de sustancias y procesos en una malla computacional que consta de una malla de agua y otra de sedimento, ambas con la misma resolución horizontal.

### 3.5.2.4.2 Sustancias

Tal y como se refleja en la figura 3.27 (no incluye los procesos del fitoplancton y sílice), ECO simula la biomasa de fitoplancton en términos de carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P), sílice (Si) y azufre (S) para cinco especies o grupos (ALGi), cinco fracciones de C, N, P y S orgánicos detríticos en sus formas particuladas (POC/N/P/S1, POC/N/P/S2, POC/N/P/S3, POC/N/P/S4) y disueltas (DOC/N/P/S). Además, incluye el

nitrato (NO3), amonio (NH4), fosfato disuelto (PO4), fosfato adsorbido (AAP), fósforo vivianítico (VIVP), fósforo apatítico (APATP), silicato disuelto (Si), silicate (Si), silicato opal (OPAL), oxígeno disuelto (DO), sulfato (SO4), sulfuro disuelto y particulado (SUD, SUP), metano (CH4), dos fracciones de material inorgánica (IM1, IM2) y cloruro (Cl).

Oxígeno, sulfato y metano tienen un papel dominante en la descomposición de la materia orgánica y junto al nitrato determinan el gradiente vertical de potencial redox en el sedimento.



Figura 3.27. Esquema de las variables de estado y procesos incluidos en el modelo ECO. Tomado de Smits (2007)

### 3.5.2.4.3 Procesos

Los procesos incluidos en la simulación del embalse de Cuerda del Pozo son:

- Crecimiento, mortalidad y pastoreo del fitoplancton
- Extinción de la luz
- Descomposición de la materia orgánica
- Nitrificación, desnitrificación
- Adsorción y precipitación de fosfato

- Disolución del silicato opal
- Reaireación del oxígeno disuelto
- Sedimentación neta de componentes particulados (sin resuspensión)

El fitoplancton se simula con el modelo BLOOM (Los, 2009; Los & Wijsman, 2007; Blauwet al., 2009). Este modelo simula la competición y adaptación a la limitación de nutrientes y al régimen de luz. Para simular la competición se han definido dos grupos de algas (diatomeas y algas verdes) y tres especies de cianobacterias. Cada especie o grupo tiene tres fenotipos para computar la adaptación a condiciones ambientales cambiantes:

- "Tipo energía": Tasa máxima de crecimiento relativamente alta, baja tasa de mortalidad y elevados ratios de N/C y de P/C.
- "Tipo nitrógeno": Típicamente con un ratio menor de N/C, menor tasa máxima de crecimiento, tasa de mortalidad más elevada, mayor velocidad de sedimentación y mayor contenido en clorofila *a*.
- "Tipo fósforo": Ratio interno de P/C más bajo, tasa máxima de crecimiento más baja, alta tasa de mortalidad, menor velocidad de sedimentación y menor contenido en clorofila a.

Las biomasas de los fenotipos se modelan como 14 variables separadas (ALGi) con diferentes contenidos en nutrientes y clorofila y diferentes coeficientes de extinción, tasas de crecimiento, respiración y mortalidad, y velocidades de sedimentación. Otros coeficientes afectan a las fracciones para la autolisis de nutrientes y producción de detritos

Cuando las condiciones ambientales cambian, un fenotipo puede convertirse instantáneamente en otro de la misma especie, reflejando la adaptación rápida que se produce en las células algales. En el modelo BLOOM, las especies compiten bajo las restricciones de los nutrientes (N, P, Si), luz (energía), tasas de crecimiento y mortalidad máximas (ambas son funciones de la temperatura). Se utiliza la programación lineal como técnica de optimización para determinar la composición de especies que mejor se adapta a las condiciones ambientales reinantes. Se puede demostrar matemáticamente que el principio por el que cada tipo de fitoplancton maximiza su propio beneficio significa que se maximiza también la producción total neta de la comunidad de fitoplancton (Los, 2009).

Se puede tener en cuenta el pastoreo que efectúa el zooplancton sobre el fitoplancton y sobre la materia detrítica (POC/N/P), mediante una tasa que es proporcional a la biomasa de zooplancton (Blauwet al., 2009).

### 3.5.3 Submodelo de excreción de peces

Este módulo sirve para estimar la aportación de nutrientes a la columna de agua, procedente de los ejemplares de carpa que murieron masivamente y fueron extraídos del embalse en septiembre de 2015 (al final del periodo de seguimiento y simulación de este proyecto). Esta biomasa de carpas adultas, que según la Junta de Castilla y León totalizó unas 120 t, se puede considerar como una extracción de nutrientes del sistema, porque esta especie se alimenta de recursos del bentos y en consecuencia actúan como una bomba de nutrientes desde el sedimento (alimentación) al agua (excreción y egestión).

El módulo forma parte de un modelo más complejo de la bioenergética y poblaciones de las diferentes especies del embalse, actualmente en construcción, razón por la que se ha integrado en un sistema de modelado dinámico de desarrollo propio.

Con esta finalidad, la formalización de la rutinas de cálculo se ha realizado en un lenguaje de sistemas dinámicos - STELLA\_Pro v. 1.0.3 (Isee Systems, Ltd.)-, que permite la representación gráfica del modelo y la obtención directa de resultados en forma tabular y gráfica.

En este tipo de lenguaje se representan de forma analógica y gráfica sistemas de ecuaciones diferenciales de primer orden, lineales o no, en las que las diferencias de nivel en una variable de nivel (cajas) dependen de los flujos (variables representadas con un círculo y una cruz encima). Hay un tercer tipo de variables que se llaman auxiliares (círculos con flechas) y que permiten descomponer en varias etapas un proceso complejo o que modifican o condicionan un flujo. Los sumideros (variables cuyo comportamiento no interesa o que están fuera de las fronteras del modelo), se representan con nubes (figura 3.32).

La integración se realiza mediante el método de ecuaciones de diferencias finitas conocido como método de Euler (algoritmo de simulación), que consiste en estimar los cambios en los niveles (fX) en el intervalo de tiempo de cómputo (DT), en este caso un día.

El modelo aplica la tasa de excreción de la carpa (Pe) en kg de nutriente/kg de pez/día, para cuatro formas de nutrientes: TP, SRP, TN y NH4, y una función de dependencia de
la temperatura (Morgan & Hicks, 2013), que tiene una gran influencia en todos los procesos metabólicos al tratarse de animales poiquilotermos. Dichos autores realizaron una serie de experimentos en carpas que permitieron ajustar una regresión entre la tasa de excreción corregida con la temperatura y el peso húmedo del pez:

$$\ln\left(P\mathrm{e}^{E/kT}\right) = \ln(P_0) + b\ln(M)$$

Donde:

- M es la biomasa de peces
- T es la temperatura del agua (K)
- E es la energía de activación de las reacciones metabólicas (0.65 eV)
- k es la constante de Boltzmann (8.62 x 10<sup>-5</sup>)





La temperatura del agua aplicada a este modelo es el promedio diario en los seis metros superficiales, que en la época de mezcla representan a toda la columna de agua, ya que es homogénea, y en época de estratificación coinciden con el promedio del grosor epilimnético, que es la zona más frecuentemente habitada por los peces puesto que más abajo empieza a haber limitación de oxígeno para la respiración.

# 4 **RESULTADOS**

### 4.1 Desarrollo y explotación de la ciberinfraestructura

Una vez desplegadas las estaciones remotas e iniciadas las comunicaciones y volcados de datos, se procedió a programar las herramientas de acceso y explotación de datos, incluyendo los procedimientos de chequeo y filtrado de datos descritos en el apartado metodológico. El resultado final es una interfaz web que permite acceder a todos los resultados, y que se describe a continuación. Posteriormente se facilita una síntesis descriptiva de la explotación de datos de la ciberinfraestructura.

#### 4.1.1 Interfaz web

La finalidad de esta interfaz web es poder visualizar y descargar los datos que se miden *in situ* en los embalses de Cuerda del Pozo (Soria) y del Castro de las Cogotas (Ávila), en tiempo cuasi-real, y la cual está vinculada a la base de datos de la aplicación sensórica remota.

Esta herramienta de visualización y consulta de datos se ha programado en Adobe Flex, que fue inicialmente liberado como una aplicación de la J2EE o biblioteca de etiquetas JSP que compilaba el lenguaje de marcas Flex (MXML) y ejecutaba mediante ActionScript aplicaciones Flash (archivos SWF binarios).

Flex pone en relieve el desarrollo de interfaces gráficas de usuario usando en lenguaje XML llamado MXML, y tiene varios componentes y características que aportan funcionalidades tales como Servicios Web, objetos remotos, arrastrar y soltar, columnas ordenables, gráficas, efectos de animación y otras interacciones simples. El usuario sólo carga la aplicación una vez, mejorando así el flujo de datos frente a aplicaciones basadas en HTML (PHP, ASP, JSP, CFMX), las cuales requieren ejecutar plantillas en el servidor para cada acción.

Por otro lado, esta interfaz web permite seleccionar diferentes formas de visualización gráfica (parámetro/tiempo, parámetro/profundidad, gráficos espectrales, etc.) así como diferentes tipos de consultas (consulta de datos actuales, en modo estacionario, modo perfilado, etc).

#### 4.1.1.1 Ventana de acceso al visor y primera vista

La aplicación de consulta y visualización online contiene una página principal de acceso a la aplicación, en la que se selecciona la estación a cuya información se quiere acceder.



Figura 4.1. Página principal de acceso a la aplicación web

Al acceder a la vista de estación aparecerá en la pantalla una nota de aviso, advirtiendo que los datos están pendientes de revisión.

<ul> <li>Datos Actuales</li> </ul>	_		=
O Estacionario	Grá	fica de dat	fos
O Perfilado	Met	eorología (i	PT. Meteorología (M., Precipitaciones CTD Fluorímetros LSAs Radiómetros IR Radiómetros Espectros de irr., Espectro de
O FechalProfundidad	Ø	Temperal	atura del aire (PC) 🗹 📕 Presión del aire (NPa) 🗹 📕 Humedad Relativa (NRH)
Selección de tabla	22 -	60	A
v Físico-químicos			
Profundidad	20 -	1	
I Temperatura			
Conductividad	10 -	50	
C25			
D pH	10 -		
Oxígeno (concentración)			
Oxígeno disuelto (saturación)		40	
Redox	14 -		AMSO
Presión			Los datos que se presentan a continuación están pendientes de revisión
Salinidad	12 -		OK
Añadir dato de cota Refrescar Borrar Selecc		30	
Selección de rango	10 -		

Figura 4.2. Nota de aviso: datos pendientes de revisión

En la parte izquierda de la página se despliega un menú donde se pueden elegir las distintas variables y en la parte derecha se representan las tablas y gráficos de los parámetros seleccionados. En la parte inferior del menú de selección, se puede elegir el rango de fechas que se quiere visualizar:

- Todos los datos: representa la media diaria de todos los datos.
- Un año: representa la media diaria de todos los datos hasta la fecha seleccionada.
- Un mes: representa la media horaria de un mes anterior a la fecha seleccionada en el selector de fecha.
- Una semana: representa todos los datos una semana antes de la fecha seleccionada en el selector de fecha.
- Un día: representa todos los datos grabados durante ese día seleccionado.

#### 4.1.1.2 Selección Datos Actuales

Cuando se acepta dicho mensaje de aviso, esta vista muestra por defecto una selección de datos actuales (50 últimos datos), como parámetros de control para el administrador. Este tipo de visualización ofrece una selección fija de parámetros en ambos embalses:

- Temperatura del agua (°C)
- Presión del agua (dbar)
- pH

- Saturación de oxígeno disuelto (%)
- Ficocianinas (µg/l)
- Clorofila-a (µg/l)
- Datos de meteorología: precipitación (mm), viento (m3/s), etc.
- Sustancias LSAs: NO3eq (mg/l), NO2eq (mg/l), TSSeq (mg/l), etc.
- CDOM (µg/l)
- Datos de radiación y espectros de irradiancia

#### 4.1.1.3 Selección modo Estacionario

Otro tipo de visualización que se puede seleccionar es la consulta de datos tomados en modo estacionario (profundidad fija). A la izquierda de la ventana se pueden seleccionar las variables que se quieren consultar (en campos desplegables van apareciendo agrupadas por tipos) y más abajo el intervalo de tiempo y los estadísticos que se solicitan. Los datos en esta vista son representados por fecha y hora. Además dentro de la selección de rango se puede seleccionar la opción de combinar parámetros pudiendo representar varios parámetros en un mismo gráfico.



#### Figura 4.3. Representación gráfica en modo Estacionario

Las consultas en estacionario ofrecen también en la parte inferior del gráfico un zoom para ver con más detalle la parte del gráfico que más interese.

# Capítulo 4

Por otro lado, seleccionando la opción "sólo estacionario" (dentro de selección de rango en la parte izquierda del menú de selección), se mostrarán únicamente los datos medidos en estacionario (se excluyen los datos de perfiles).

Los parámetros que se pueden seleccionar son los siguientes:

#### Físico-química

- Temperatura del agua (°C)
- Presión del agua (dbar) o profundidad (m)
- Conductividad eléctrica (µS/cm)
- C25: Conductividad eléctrica compensada a 25°C (µS/cm)
- pH compensado con la temperatura
- Oxígeno disuelto (concentración) en mg/l
- Oxígeno disuelto (saturación) en %
- Turbidez (NTU)

#### Hidrobiología

- Ficocianinas (µg/l)
- Clorofila 'a ( $\mu$ g/l)

#### Hidroquímica

- Carbonatos (mg/l)
- Carbono Orgánico Total (mg/l)
- Demanda Química de Oxígeno equivalente (mg/l)
- Nitratos (mg/l)
- Nitritos (mg/l)
- Sólidos en suspensión equivalentes (mg/l)
- SAC254
- CDOM

También es posible realizar consultas de otro tipo de parámetros, tales como radiométricos hiperespectrales en UV-VIS, radiación solar incidente, meteorológicos, hidromorfológicos o fotométricos de absorción.

#### 4.1.1.4 Selección modo Perfilado

Consulta de datos en modo perfilado (perfil vertical de datos en cada metro de profundidad). Los parámetros se seleccionan como en el modo estacionario, sin embargo, en lugar de seleccionar una fecha y un rango temporal, al elegir este tipo de visualización se despliega una ventana donde se puede elegir un perfil concreto (por fecha) o el listado de todos los perfiles disponibles.



Figura 4.4. Visor de selección de perfiles

También es posible combinar varios parámetros en un mismo gráfico, tal y como se muestra en la figura 4.5. En la parte izquierda del gráfico aparecen los valores medios y la desviación típica de las variables representadas.

### Capítulo 4



Figura 4.5. Ejemplo de visualización en modo perfilado

Además, en las gráficas de perfiles también se muestra el valor de Zeu que corresponde al límite inferior (en metros) de la zona eufótica, y se calcula como la profundidad a la que EPARu+EPARd =1% de EPARad. Cuando en toda la columna de agua no se encuentre ningún valor por encima del 1% del EPARad (lo que normalmente ocurre en las horas de oscuridad) no se definirá ningún valor para la zona eufótica y en la gráfica se mostrará como cero; Zeu=0. Este valor se representa en el gráfico mediante una línea de color gris llevada a toda la horizontal. En los gráficos de perfiles de ficocianinas se muestra también en la parte derecha del visor el promedio de ficocianinas en la zona eufótica

#### 4.1.2 Explotación de datos remotos

#### 4.1.2.1 Plataforma perfiladora central

Esta plataforma ha generado datos en los modos estacionario y de perfilado desde el 4 de abril de 2010 hasta la actualidad de forma prácticamente ininterrumpida. El volumen total de registros es de unos 110.700, de los cuales unos 23.000 corresponden a perfiles

verticales. Estos registros incluyen 16 variables limnológicas primarias y otras 6 calculadas o secundarias, que suman 380.000 datos válidos (después de la aplicación del proceso de curación de datos), aparte de las variables meteorológicas.

En la tabla 4.1 se facilitan los estadísticos descriptivos de las variables principales, siguiendo la pauta de codificación y unidades recogidas en el Apéndice 4, y en las figuras que siguen se presentan los resultados obtenidos en la monitorización de las variables físico-químicas básicas.

Los tres gráficos que se presentan para cada variable recogen los promedios mensuales de los datos en los primeros cinco metros de profundidad para cada año (gráfico superior) y para el conjunto de años de seguimiento (gráfico intermedio, que incluye barras con la desviación típica). El último gráfico de caja (*Box plot*) recoge todos los datos existentes, independientemente de la profundidad y representa los siguientes valores: Primer cuartil (lado inferior), mediana (línea central), media (símbolo +) y tercer cuartil (lado superior de la caja), y los límites de lo que se consideran valores no anómalos (extremos de barras).

ACRÓNIMO	No. de ACRÓNIMO valores 1 válidos		Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media	Desviación típica (n-1)
Pw	87.683	0,0	29,0	3,9	4,8	12,7	8,1	6,3
D	87.684	0,0	29,6	4,0	4,9	12,9	8,3	6,4
Т	87.783	2,33	25,44	6,81	12,15	18,41	12,73	6,12
С	87.358	0,002	0,100	0,044	0,053	0,062	0,053	0,011
C25	86.910	0,003	0,100	0,066	0,071	0,074	0,070	0,007
DO	84.027	0,00	17,95	7,34	8,89	11,77	8,52	3,69
DOSAT	84.028	0,00	149,9	75,4	90,4	96,9	79,1	31,0
PH	87.364	5,0	10,0	6,8	7,1	7,5	7,2	0,6
ORP	87.598	-283	675	351	408	492	401	124
FC_IVF	110.665	0,05	67,08	3,52	4,69	6,30	5,95	5,41
CIANO_Bveq	110.665	0,00	28,69	0,01	0,01	0,02	0,55	2,15
CYNeq	110.665	0,00	5,74	0,00	0,00	0,00	0,11	0,43
CHLA_IVF	109.482	0,00	32,77	2,74	3,71	4,94	4,18	2,59
CDOMt	110.772	0,00	68,20	23,71	34,17	42,64	32,79	14,27
CO3	85.291	0,00	7,06	0,00	0,03	0,07	0,04	0,09
NO3	110.772	0,00	0,60	0,00	0,04	0,11	0,06	0,07
TOCeq	85.804	0	563	2	3	4	3	3
TSSeq	85.646	0	50	0	2	4	3	4
CODeq	85.449	0	46	0	1	1	1	2

Tabla 4.1. Estadística descriptiva de las principales variables registradas en la plataforma central





La temperatura media en esta zona superficial ha oscilado entre 2,8 y 25,2 °C, con promedios mensuales que van desde 3,2 °C en febrero hasta 22 °C en agosto. El mes de septiembre presenta un valor que es ya inferior al de junio, es decir, el descenso es más abrupto que el calentamiento.





La conductividad eléctrica oscila en un estrecho margen de 3 a 100  $\mu$ S/cm, con promedios mensuales en el estrato superficial que transcurren desde 63  $\mu$ S/cm en febrero a 78  $\mu$ S/cm en noviembre. Estos valores reflejan la baja mineralización de las aguas en la cuenca de este embalse.

# Capítulo 4





El oxígeno disuelto ha presentado valores desde anoxia completa (0 mg/l) hasta máximos cercanos a 18 mg/l, con valores de saturación en torno al 150%, especialmente en el año 2015 (aunque se explica en parte por la relación inversa de la solubilidad con la temperatura del agua). Se aprecia por otro lado algún pico asociado a la producción primaria en meses de invierno en los que ha habido proliferaciones de algas verdes.





El pH de fondo es ligeramente ácido en este embalse (valores mínimos de 5), pero la escasa capacidad tampón de estas aguas (moderada alcalinidad) explica que sea muy sensible al efecto alcalinizante (por consumo de CO<sub>2</sub>) de la producción primaria del fitoplancton. Por esta razón, se alcanzan valores máximos cercanos a 10 y el promedio mensual más alto es el del mes de junio.

En una representación gráfica seudo3D o de profundidad por tiempo, se aprecia simultáneamente la distribución vertical de los valores en la columna de agua y su evolución a lo largo del tiempo (figura 4.10).



Figura 4.10. Evolución temporal varios parámetros en profundidad y en el tiempo

En relación a la **temperatura**, se aprecia un ciclo de estratificación y mezcla con cierta variabilidad interanual. La temperatura del agua presenta una acusada variación estacional en superficie pero las capas más profundas del embalse se mantienen más estables a lo largo de todo el periodo (entre unos 3 °C en febrero y unos 11 °C en agosto). En los años 2011 y 2012 (que tiene el nivel más bajo de reserva hídrica del periodo) no se forma el núcleo superficial de calor que tan nítidamente se aprecia en los demás años, más acusado aún en el 2015.

En cuanto a la concentración de **oxígeno disuelto**, se registra un intenso consumo neto en el hipolimnion, con niveles hipóxicos (< 4 mg/l) ya al inicio del verano y anoxia completa desde mediados de agosto hasta que se rompe la estratificación térmica, ya a mediados o finales de octubre normalmente. Se aprecian eventos de déficit generalizado en la columna de agua en este periodo de mezcla otoñal, pero no son tan acusados como para producir mortandades de peces. Se puede observar cómo los años en los que no se alcanzan temperaturas tan altas en superficie (2011 y 2012), el periodo de anoxia hipolimnética presenta una duración más corta.

Debido al efecto "enmascarador" de la **fluorescencia de la clorofila** que presentan las cianobacterias, la biomasa de algas no cianofíceas queda bien reflejada en la fluorescencia de la clorofila (CHLA\_IVF). Se aprecia en el tercer gráfico de la figura 4.10 que los valores de biomasa fitoplanctónica son generalmente moderados a bajos en el embalse y que no hay una pauta estacional demasiado marcada. Aunque el valor máximo registrado es de unos  $32 \mu g/l$ , el promedio de todos los datos en los cinco metros más superficiales es de unos  $4 \mu g/l$ , que en las escalas de estado trófico de habitual aplicación (OCDE, 1982; Carlson, 1977) estaría entre la oligotrofia y la mesotrofia.

Se aprecian no obstante picos invernales y primaverales de biomasa que elevan el índice trófico por encima del umbral que separa la mesotrofia de la eutrofia, situado en torno a 8  $\mu$ g/l, dependiendo del índice que se aplique. A pesar de ello, en julio de 2013 se registran los valores más altos de la serie. En términos de promedios mensuales, el mes de abril es el que presenta los valores más altos y el de septiembre los más bajos, mes en el que se suelen producir los máximos de cianobacterias, como se verá a continuación.





Los valores de fluorescencia de las ficocianinas (índice de biomasa de cianobacterias) presentan una pauta muy heterogénea en los años monitorizados (gráfico inferior de la figura 4.10).

En el año 2010 se produjo la proliferación (cHAB) más intensa de las registradas, ya al final del verano y primer tramo del otoño. En el año 2013 se registró un segundo cHAB, de menor intensidad y más tarde en el tiempo (figura 4.12). En los años 2012 y 2013 no se aprecia apenas crecimiento de las cianobacterias y en el último año 2015 se ha observado una ex temporización, con valores más altos de ficocianinas durante el invierno y primavera, pero sin llegar a formar cHABs.

Aunque los máximos se ubican en la zona más superficial (zona fótica), estos crecimientos se extienden incluso por debajo de la termoclina y finalmente a toda la columna de agua.

Es el mes de septiembre el que presenta un promedio interanual más alto de ficocianinas (por encima de 15  $\mu$ g/l), seguido de octubre (en torno a 10  $\mu$ g/l), pero los mínimos del año se observan en los meses de mayo a julio, coincidiendo con la fase de máximo llenado del embalse y aún con temperaturas más altas que en otros periodos de crecimiento.



Figura 4.12. Valores medios mensuales de la concentración de ficocianinas

En cuanto a los **indicadores de estratificación térmica**, se dispone de un total de unas 1200 observaciones válidas entre los años 2010 y 2015 (tabla 4.2), en las que el promedio de la profundidad del plano de la termoclina (Zt) fue 9,5 m y la temperatura media a ese nivel (TZt) 13,9 °C. La temperatura media del epilimnion (Te) fue 16,7°C, con un máximo de 25 °C y en el hipolimnion se obtuvo una temperatura media (Th) de 9,3 °C. Los valores de cero en los mínimos no indican en este caso temperatura sino que es el valor que se asigna a todos los parámetros cuando no hay estratificación. La diferencia entre la profundidad del límite superior (Zu) e inferior (Zb) del metalimnion indica su espesor, y en promedio fue de unos 6,5 m, un valor que supone casi el 25% de la altura de la columna de agua y que contradice el concepto de estrato cuasi-bidimensional (plano) con el que se suele esquematizar el proceso de estratificación vertical.

ACRÓNIMO	Mínimo	Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media	Desviación típica (n-1)
Zt	0,0	23,6	6,9	9,6	12,1	9,5	4,8
TZt	0,0	23,3	12,0	15,4	17,3	13,9	5,2
Te	0,0	25,0	13,6	18,7	21,5	16,7	6,6
Th	0,0	23,1	9,2	10,3	10,8	9,3	3,2
Zu	0,0	22,6	4,1	6,5	9,9	7,1	4,5
Zb	0,0	35,3	12,1	14,2	16,6	13,6	5,2
S	0,0	10,7	0,6	1,2	1,6	1,2	1,0

Tabla 4.2. Estadística descriptiva de los indicadores de estratificación térmica

La profundidad de la termoclina estimada de modo automático requiere una detenida revisión manual porque especialmente en épocas de transición no se tiene una curva térmica ortógrada y el ajuste estadístico a una función teórica puede resultar engañoso.

Una vez realizado este proceso, se obtienen valores medios mensuales distintos de cero en todos los meses del año menos en diciembre (figura 4.13). Esto se debe a que en los meses de enero a marzo se producen estratificaciones térmicas inversas, es decir, la temperatura del agua superficial está por debajo de 4 °C y la del estrato inferior supera ese valor. Esto se explica porque el agua es menos densa cuando su temperatura desciende de 4 °C.

Entre abril y noviembre Zt va descendiendo (aunque en la realidad se dan fluctuaciones) desde aproximadamente 5 m hasta los 20 en noviembre (en ocasiones persiste hasta ya bien entrado ese mes y antes de mezclarse del todo desciende hasta casi 24 m de un total de 30 m que tiene la columna de agua).



Figura 4.13. Evolución temporal de la profundidad de la termoclina en la estación de presa

# Capítulo 4

#### 4.1.2.2 Boyas de cianobacterias

En estas estaciones de monitorización remota se tienen registros horarios a una profundidad fija de 2 m desde el 1 de noviembre de 2014 en la que está situada en el brazo norte del embalse, frente a la localidad de Vinuesa, y desde el 5 de noviembre de ese mismo año en la desplegada en el paraje de Playa Pita, en el cuerpo sur del embalse.

En la primera de ellas se han registrado unos 8500 datos válidos en el año de funcionamiento (figura 4.14). La temperatura máxima superó en julio los 27°C, que es un máximo absoluto en los registros de temperatura del agua en el embalse.

Se ha detectado un pico de turbidez relacionado con crecidas de los ríos en el mes de abril, con valores máximos cercanos a 300 NTU.

Los valores máximos de clorofila y de ficocianinas no superan los 20  $\mu$ g/l, pero han sido sometidos a un intenso proceso de filtrado porque en esa zona la colonización de los sensores por microalgas (*biofouling*) es más acusada que en el resto del embalse. En todo caso, los valores de clorofila *a* máximos y medios son moderados y se corresponden con un nivel de mesotrofia.

ACRÓNIMO	No. de valores válidos	Mínimo	Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media	Desviación típica (n-1)
Т	8708	0,8	27,2	5,7	12,8	18,5	12,7	7,3
TUR	8674	1	297	2	6	10	9	16
CHLA_IVF	8399	0,5	18,5	5,1	7,2	9,3	7,1	2,7
FC_IVF	8055	1,2	19,8	4,2	5,7	7,8	6,3	3,0

Tabla 4.3. Estadística descriptiva de las variables monitorizadas en la boya de Vinuesa





En la boya de playa Pita todos los valores son inferiores a los otros puntos de monitorización, exceptuando la turbidez que presenta dos máximos muy acusados en abril y en septiembre, alcanzado valores cercanos a 500 NTU. Dado que esta boya está más cercana a la orilla para controlar una zona de baño, estos picos se podrían deber a que el oleaje intenso resuspende sedimentos creando una franja de turbidez que en ocasiones alcanza a los sensores.

Los valores de biomasa algal son inferiores a los de las otras dos zonas monitorizadas; tanto la clorofila *a* como las ficocianinas presentan valores medios y máximos moderados, que están en el rango de la mesotrofia, y los registros de ficocianinas fueron prácticamente nulos durante todo el periodo.

ACRÓNIMO	No. de valores válidos	Mínimo	Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media	Desviación típica (n-1)
Т	6683	2,9	26,3	9,5	13,7	19,1	13,8	6,1
pН	6684	4,9	8,2	7,2	7,4	7,5	7,3	0,4
TUR	6669	1,3	487,2	5,2	7,8	11,3	12,8	29,7
CHLA_IVF	5969	2,5	16,7	4,9	5,7	6,4	6,0	1,8
FC_IVF	6267	0,1	10,8	0,6	1,0	1,5	1,2	0,9

Tabla 4.4. Estadística descriptiva de las variables monitorizadas en la boya de playa Pita



Figura 4.15. Registros de las variables más relevantes de la boya de playa Pita

#### 4.1.2.3 Plataformas de tributarios

Desde el 1 de noviembre de 2014, la plataforma desplegada en el río Duero, principal tributario del embalse de Cuerda del Pozo, ha proporcionado más de 8000 datos horarios de los parámetros físico-químicos básicos (figura 4.16), más de 7000 de sólidos en suspensión equivalentes (TSSeq) y cerca de 4500 de nitratos (NO3).

ACRÓNIMO	No. de valores válidos	Mínimo	Máximo	1° Cuartil	Mediana	3° Cuartil	Media	Desviación típica (n-1)
NO3	4440	0,0	5,8	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2
TSSeq	7131	0,0	59,6	2,8	4,9	10,2	8,2	8,6
PH	8176	4,2	9,9	6,0	6,4	6,7	6,3	0,7
TUR	8168	0,0	842,8	4,2	10,3	23,2	26,3	54,1
С	8170	19,3	150,3	31,2	47,2	86,3	58,5	30,2
DO	8123	3,5	16,3	8,3	9,0	10,3	9,1	1,3
Т	8162	0,0	28,8	4,4	9,2	16,5	10,6	7,4

Tabla 4.5.	Estadística	descriptiva	de las	variables	monitorizadas	en el río Duero
------------	-------------	-------------	--------	-----------	---------------	-----------------

La temperatura presenta una amplia oscilación, con mínimos de 0 °C en diferentes momentos del invierno y un máximo cercano a los 29 °C en el mes de julio. Entre mayo y junio ha sufrido varias fluctuaciones de entre 10 y 15 °C en pocos días, y a mediados y finales de agosto se reprodujeron en dos episodios tormentosos con granizo.

La conductividad eléctrica ha oscilado entre valores de 19  $\mu$ S/cm en noviembre, que se dan en aguas prácticamente carentes de sales, hasta un máximo de 150  $\mu$ S/cm en la primera quincena de septiembre.

La turbidez presenta dos picos muy pronunciados, el primero en abril y el segundo, que alcanza valores cercanos a 850 NTU, a finales de junio y principios de julio. Si se observa la figura 4.17, estos incrementos fuera del periodo invernal no están correlacionados con los caudales, es decir, no están provocados por erosión y lavado de sedimentos en situaciones de crecida y su origen podría estar en vertidos de fangos, porque de hecho se produce un déficit de oxígeno disuelto en esas fechas.

Los nitratos presentan en general valores bajos a moderados, el 40% están por debajo de 50  $\mu$ g-N/l y el 98% no supera los 400  $\mu$ g-N/l. Hay unos pocos valores que superan el umbral de 1 mg-N/l y coinciden con los picos de turbidez aludidos anteriormente.

Capítulo 4



Figura 4.16. Registros de la monitorización en la plataforma del río Duero



Figura 4.17. Registros turbidez y caudal en la plataforma del río Duero

Los registros en continuo de conductividad eléctrica en el río Remonicio durante el verano de 2015 (varios despliegues entre el 12 de junio y el 22 de septiembre) han permitido trazar la pauta diaria del vertido de la EDAR de Vinuesa y separar su contribución de la de fondo que aporta el propio río (figura 4.18). Esto se ha realizado aplicando un filtro mediante medias móviles para trazar la línea basal (aportación de fondo), que se sustrae a los valores medidos (quinceminutales).



Figura 4.18. Desagregación de la conductividad en el río Remonio, aguas abajo de la EDAR

En la línea basal se ha obtenido un promedio de 70  $\mu$ S/cm y la conductividad media estimada en el vertido de la EDAR ha sido de 150  $\mu$ g/l.

A partir de esos datos de conductividad, se ha estimado la aportación diaria de nutrientes de la EDAR, conociendo los caudales diarios de vertido (datos proporcionados por la Diputación de Soria) y totales en el río (serie modelada y calibrada con datos de nivel y caudal), y valores de nitratos (mediciones discrecionales continuadas).

En la figura 4.20 se presenta un registro de este tipo (conductividad y nitratos) junto a los valores de algunos análisis de laboratorio. El gráfico superior permite apreciar la influencia que tiene en el río la pauta de vertido de la EDAR (recordemos que la distancia entre este punto y el embalse es muy pequeña, del orden de 100 m y en ese corto tramo es donde se realiza la monitorización). Se aprecia nítidamente que la EDAR tiene un ciclo de funcionamiento y vertido de 1,5 a 2 h, como cabía esperar a partir de la descripción del sistema de tratamiento de aguas residuales empleado.

Este sistema se basa en un reactor biológico de aireación prolongada (*Sequencing Batch Reactor* – SBR), en el que los procesos de depuración y separación sólido/líquido tienen lugar en un mismo tanque y no se necesitan decantadores secundarios. Su funcionamiento se basa en el control de tiempos, es decir, mediante un sistema mediante un sistema de decantación automatizado y temporizado, se controla el tiempo de residencia del agua bruta en el tanque de reacción biológica. En el mismo tanque se repite un ciclo de aireación, decantación y descarga.





Figura 4.19. Imagen y esquema del tanque de una de las EDAR instalada en la cuenca

El gráfico inferior de la figura 4.20 traza la respuesta asociada de conductividad y nitratos en un día en el que no se produce vertido; obsérvese la buena resolución del sistema de monitorización, capaz de discriminar en ambas variables la mínima magnitud de la oscilación diaria.



Figura 4.20. Ejemplos de registros subdiarios en el río Remonio, aguas abajo de la EDAR

El ajuste entre los nitratos (y fósforo total) con la conductividad es óptimo (figura 4.21), y esto es posible por la sensibilidad y estabilidad de los instrumentos de medida utilizados, dado que se trata de variaciones de muy escasa amplitud y en rango muy bajo.

Los nitratos, para los que hay más datos porque se han podido analizar *in situ* y con alta frecuencia mediante un espectrómetro sumergible de absorción en el UV, se ajustan por regresión lineal a la conductividad, con un coeficiente de determinación  $R^2$  (ajustado) = 0,873. El análisis de la varianza del modelo con el estadístico F ofrece una P<0,0001, lo que refleja una relación significativa entre las variables.



Figura 4.21. Regresión lineal entre los nitratos y la conductividad en RM1

### 4.2 Resultados de los trabajos de campo

Se recogen en este apartado los resultados obtenidos en los diferentes trabajos realizados y en las subsecuentes analíticas de laboratorio en muestras de agua y sedimentos. Se presentan separadamente los resultados en masas de agua lóticas (ríos tributarios) y al embalse, y los correspondientes al primer periodo de estudio (años 2010 a 2011) y al segundo (años 2013 a 2015).

A efectos de claridad expositiva, este apartado se centra en facilitar de manera sucinta los resultados en las variables más relevantes para el objetivo de este proyecto, es decir las que se ha utilizado en los distintos procesos de evaluación del riesgo de cHABs y de modelado descritos en el apartado metodológico.

### 4.2.1 Muestreos limnológicos en tributarios

#### 4.2.1.1 Periodo 2010-2011

En la tabla 4.6. se facilitan los resultados obtenidos en los análisis hidroquímicos en estos muestreos, que incorpora los valores medios resaltados en la primera fila de cada estación de muestreo.

ESTACION	FECHA	TN (mg N/l)	TIN (µg N/l)	TON (µg N/l)	NO3 (µg N/l)	NO2 (µg N/l)	NH4 (mg N/l)
		0.782	518	186	212	63	0,308
	15/04/2010		49		47	2	
	12/05/2010		40		35	5	
	28/05/2010		88		23	4	0,060
	21/06/2010		81		70	1	0,010
	22/07/2010	0,700	447	253	276	11	0,160
	12/08/2010	1,800	1207	637	693	399	0,230
11	25/08/2010	2,100	1000	624	159	17	0,600
-	08/09/2010	0,700	1060	0	251	64	0,820
-	07/10/2010	0.450	664	0	231	0	0,300
-	21/10/2010	0,300	605	0	217	8	0 380
	03/11/2010	0,350	585	0	121	4	0,460
	14/12/2010	0,250	307	0	119	8	0,180
	21/03/2011	0,300	142	159	81	1	0,060
		0,367	99	228	39	3	0,072
	15/04/2010		41		39	2	0,010
	12/05/2010		17		15	2	0,010
-	28/05/2010	0.400	19	227	16	4	0,010
-	22/07/2010	0,400	73	327	40	4	0,030
-	25/08/2010	0,300	121	1/9	23	8	0,090
T21	08/09/2010	0,400	102	238	14	0	0,130
121	22/09/2010	0,100	366	135	59	7	0,010
-	07/10/2010	0,500	125	375	54	1	0.070
	21/10/2010	0,000	23		22	1	0,000
	03/11/2010		29		19	0	0,010
	07/12/2010	0,500	226	274	104	2	0,120
	14/12/2010	0,300	93	207	92	1	0,000
	21/03/2011	0,300	59	241	29	0	0,030
		3,445	1516	1476	527	35	0,954
	15/04/2010		83		21	2	0,060
-	12/05/2010		289		53	5	0,231
-	28/05/2010		130		46	4	0,080
_	21/06/2010	0.700	32	0	22	0	0,010
-	12/08/2010	13 700	910	4590	003	17	8,100
-	25/08/2010	12,000	5857	6143	1084	17	4 760
T23	08/09/2010	4,700	1793	2907	1071	412	0.310
	22/09/2010	1,100	33	1067	20	3	0,010
	07/10/2010	0,600	920	0	618	12	0,290
	21/10/2010	1,900	1308	593	1234	14	0,060
	03/11/2010	1,500	1048	452	993	5	0,050
	07/12/2010	0,800	575	225	312	3	0,260
	14/12/2010	0,800	537	263	524	3	0,010
	21/03/2011	0,100	115	0	55	0	0,060
-	15/04/2010	0,491	340	140	205	6	0,128
-	15/04/2010		270		18	3	0,050
-	28/05/2010		270		10	4	0,265
	21/06/2010		32		21		0,070
-	22/07/2010	0.700	451	250	289	12	0,010
	12/08/2010	0,900	496	404	330	16	0,150
<b>Ta</b> 4	25/08/2010	0,700	435	266	91	14	0,330
124	08/09/2010	0,400	669	0	567	12	0,090
	22/09/2010	0,900	702	198	585	17	0,100
	07/10/2010	0,200	382	0	170	2	0,210
	21/10/2010	0,000	303	0	279	4	0,020
	03/11/2010	0,300	235	65	195	0	0,040
-	0//12/2010	0,900	570	330	1/8	2	0,390
-	21/02/2011	0,500	520	21	287	3	0,030
	21/03/2011	0.720	293	479	-+9 56	5	0.232
	15/04/2010	0,740	252		29	3	0,220
	12/05/2010		375		3	5	0,367
	28/05/2010		305		9	6	0,290
	21/06/2010		340		19	3	0,319
	22/07/2010	2,200	352	1848	92	10	0,250
	12/08/2010	1,100	170	930	57	14	0,100
T3	25/08/2010	0,800	559	241	48	12	0,500
	08/09/2010	0,200	71	129	52	10	0,010
	22/09/2010	0,900	283	617	159	4	0,120
	07/10/2010	1,000	281	719	17	4	0,260
	21/10/2010	0,000	105	0	112	5	0,050
	14/12/2010	0,200	403	0 §1	90	4	0,370
	21/03/2011	0.400	170	230	30	0	0.140

#### Tabla 4.6. Fracciones del nitrógeno en los tributarios (ciclo 2010/11)

Destacan por su magnitud los valores estivales de nitrógeno total en la estación T23, justo aguas abajo del vertido de la EDAR, que en ese momento no estaba en pleno funcionamiento. Los ríos Duero (T1) y Ebrillos (T3) presentaron valores en rangos similares, pero en este último la fracción orgánica era superior a la inorgánica, a diferencia de las otras estaciones, lo que indica su origen ganadero.

El valor medio de 0,37 mg/l de TN en la estación T21 (y T22 que es asimilable al mismo tramo del Revinuesa y solamente tiene una muestra) se puede considerar como un valor de fondo. Sin embargo, aproximadamente el 60% de la fracción es orgánica, en promedio.



Figura 4.22. Fracciones del nitrógeno en los tributarios (periodo 2010/11)

Los nitratos presentan también los valores más altos en el punto T23, con un máximo de 1,2 mg\_N/l y un promedio de unos 500  $\mu$ g\_N/l. La contribución relativa más alta respecto al nitrógeno total se observa en el río Duero (T1) y la más baja en el Ebrillos (T3). El amonio presenta concentraciones también muy altas en T23, con un máximo de más de 8 mg\_N/l y un promedio de casi 1 mg\_N/l. La concentración más baja es la T21 que en promedio resulta de unos 70  $\mu$ g\_N/L.

Las concentraciones de fósforo total (tabla 4.7 y figura 4.23) se mantienen en todos los tramos en valores de bajos a moderados (entre 3 y 50  $\mu$ g\_P/l), excepto en los meses de verano en los puntos T1 (Duero), T24 (Remonicio aguas arriba de la EDAR de Vinuesa) y especialmente T23 (aguas abajo de la EDAR), que se elevan por encima de 100  $\mu$ g\_P/l y en este último punto alcanzan máximos de 2,5 mg\_P/l. En aquellos momentos este tramo recibía el vertido sin depurar o con depuración incompleta de las aguas residuales

#### Resultados

de la población de Vinuesa. En este punto las concentraciones se mantienen por encima de 150  $\mu$ g\_P/l durante el otoño.

Una vez más, el valor más bajo, y que se puede tomar como basal en la cuenca, es el del río Revinuesa aguas arriba de la localidad de Vinuesa (T21), que presenta un valor medio de 7  $\mu$ g\_P/l y un máximo de 14  $\mu$ g\_P/l en septiembre. En el río Ebrillos (T3) la concentración de fósforo es ligeramente superior. En ambos casos la proporción de fósforo reactivo soluble (SRP) respecto al total es la más alta, cercana al 40%, y las más bajas (<20%) se observan en el río Duero (T1) y Remonicio (T24), lo que refleja una aportación relativa mayor de la fracción orgánica disuelta (incluida en el análisis de TDP).



Figura 4.23. Fracciones del fósforo en los tributarios (periodo 2010/11)

Resulta de interés mostrar los resultados en las fracciones del carbono (tabla 4.7), entre los que destaca el valor mínimo del río Revinuesa (7 mg\_C/l) y el máximo una vez más en T23 (en torno a 16 mg/l\_C/l).

Pero el río Ebrillos tiene una concentración consistentemente alta, casi tanto como el T23 (13 mg/l\_C/l), en la que el 60% se debe a la fracción orgánica, lo que refuerza la observación de una alta contribución de material detrítico carbonceo refractario a la degradación, indudablemente procedente de las acículas de los extensos pinares de la zona. En el resto de puntos la fracción de carbono que más contribuye al total es la inorgánica disuelta (CO2 y CO3H<sup>-</sup>, considerando el pH de estas aguas).

Se destaca por último que el contenido en sílice reactiva es sensiblemente más alto en el río Ebrillos (3,5 mg/l) que en el resto de tramos muestreados (1,5 a 2 mg/l).

#### Tabla 4.7. Fracciones del fósforo y carbono en tributarios (ciclo 2010/11)

ESTACIÓN	FECHA	TP (µg P/l)	TDP (µg P/l)	TPP (µg P/l)	SRP (µg P/l)	TC (mg C/l)	TOC (mg P/l)
		73	60	47	13	7,6	3,1
	15/04/2010	8	5	4	2	3,3	1,2
	12/05/2010	14	10	4	4	4,5	2,1
	28/05/2010	20	16	8	3	4,2	1,7
	21/06/2010	28	19	13	10		
	22/07/2010	86	45	34	41	6,7	2,2
	12/08/2010	165	148	118	17	9,2	3,1
T1	25/08/2010	128	117	104	10	9,9	3,0
	08/09/2010	99	72	36	27	7,7	2,0
	22/09/2010	97	86	70	10	11,9	6,7
-	07/10/2010	105	87	77	19	8,7	3,3
-	21/10/2010	92	79	70	12	6,4	1,7
-	03/11/2010	49	39	29	10	9,6	5,4
-	14/12/2010	23	14	11	9	5,0	2,3
	21/03/2011	13	9	0	4	5,0	5,1
-	15/04/2010	1	3	1	2	7,0	1,9
-	12/05/2010	5	3	1	2	4,1	1,5
-	28/05/2010		3	2	1	4,0	1,4
-	22/07/2010	3	2	1	1	6.6	1,0
-	12/08/2010	9	7	6	2	8.0	1,1
	25/08/2010	6	5	4	1	7.4	0.8
T21	08/09/2010	7	3	3	4	6.4	0.7
	22/09/2010	21	14	5	7	13.4	1.1
-	07/10/2010	11	8	3	4	8,4	4,6
-	21/10/2010	4	3	2	2	7,2	0,5
-	03/11/2010	3	2	0	1	7,4	1,9
	07/12/2010	14	7	2	7	9,1	6,9
	14/12/2010	4	3	0	1	5,6	1,6
	21/03/2011	3	2	0	1	4,9	2,1
		422	374	337	115	16,4	6,0
_	15/04/2010	19	17	11	2	5,7	2,4
	12/05/2010	62	35	23	27	10,7	3,4
-	28/05/2010	46	41	32	5	7,2	1,9
-	21/06/2010	29	24	17	5		
-	22/07/2010	468	272	389	197	12,6	2,9
-	12/08/2010	1643	2147	1966	496	62,2	27,4
T23	25/08/2010	2540	1788	1606	752	45,6	14,3
-	08/09/2010	687	546	331	141	15,7	3,4
-	22/09/2010	0	101	170	0	12,3	2,5
-	21/10/2010	213	252	242	23	11.8	1.7
-	03/11/2010	189	170	156	19	12.7	1,7
-	07/12/2010	74	63	56	11	13.0	10.1
-	14/12/2010	63	49	38	14	7.5	3.8
	21/03/2011	16	15	8	1	6.0	3.1
		87	73	65	14	10,6	3,3
-	15/04/2010	21	12	10	9	6,5	2,6
	12/05/2010	31	19	11	12	9,2	3,4
	28/05/2010	20	18	10	2	6,4	1,9
	21/06/2010	18	11	8	7		
	22/07/2010	122	85	84	38	10,6	2,7
-	12/08/2010	269	239	257	30	16,1	4,7
T24	25/08/2010	226	197	184	29	15,9	2,6
-	08/09/2010	124	104	48	20	17,2	2,7
-	22/09/2010	175	161	162	14	12,3	1,6
-	0//10/2010	58	45	37	13	7,5	0,8
-	21/10/2010	89	15	62	14	10,8	2,2
	07/12/2010	50	40	38	15	11,1	4,0
-	14/12/2010	23	20	42	15	7.1	9,7
	21/03/2011	11	20	5	3	5.4	3.7
	21/05/2011	16	10	5	6	13.1	7.8
	15/04/2010	12	5	3	7	12.5	8.7
	12/05/2010	12	6	1	6	17,1	11,4
	28/05/2010	16	9	2	7	16,0	9,6
	21/06/2010	17	6	2	11		
	22/07/2010	22	10	3	12	13,7	7,6
	12/08/2010	13	10	6	3	13,2	7,2
T3	25/08/2010	11	10	4	1	14,7	8,2
	08/09/2010	11	8	3	2	10,5	5,6
	22/09/2010	46	41	30	5	13,4	9,0
	07/10/2010	15	9	4	6	14,5	3,4
	21/10/2010	14	10	5	4	7,7	3,8
-	03/11/2010	16	7	2	9	12,9	9,3
	14/12/2010	13	6	2	7	11,0	7,8
1	21/03/2011	11	5	1	6	13.0	9.5

#### 4.2.1.2 Periodo 2013-2015

En la tabla 4.8. se facilitan los resultados obtenidos en los análisis hidroquímicos en estos muestreos, que incorpora los valores medios resaltados en la primera fila de cada estación de muestreo. En este periodo hay nuevos puntos de muestreo en los cauces del Bajero (BA1) y Dehesa (DE1), que tienen escasa entidad hidrológica pero drenan directamente al embalse.

El arroyo Bajero presenta un pico de 16 mg\_N/l de amonio, en una muestra tomada en julio de 2014, pero el escaso caudal circulante en ese momento correspondía en su totalidad el vertido de la EDAR de Abejar. Destacan los altos valores de nitratos en RV1, punto no afectado directamente por aguas residuales, lo que hace sospechar de un vertido incontrolado entre ese punto y el RV3, situado aguas arriba y que presenta las concentraciones de nutrientes más bajas del conjunto de tramos analizados. Con la excepción del arroyo Bajero, el punto RM1 presenta los valores más altos de amonio, que en promedio supera a los nitratos debido al cercano vertido de la EDAR de Vinuesa.





Las concentraciones de fósforo total (tabla 4.8 y figura 4.25) reflejan pautas similares al nitrógeno inorgánico, con un valor máximo en el arroyo Bajero que acerca el promedio de TP a 500 µg/l; exceptuando este tramo y los puntos RM1 y RV1, no se supera la concentración de 50 µg/l en ningún otro tramo analizado.

En RM1 los valores de TP están sistemáticamente por encima de 500  $\mu$ g/l, exceptuando los meses de invierno, y la contribución de la fracción orgánica soluble (SOP) es casi tan alta como la del fósforo reactivo soluble (SRP), a diferencia del resto de los tramos.

Como ya se ha descrito para el nitrógeno, el río Revinuesa a su entrada en la localidad de Vinuesa presenta los valores más bajos de fósforo (promedio de 9  $\mu$ g/l de TP). Los ríos Ebrillos y Dehesa presentan un rango de concentraciones similares (6 a 35  $\mu$ g/l), aunque el promedio es superior en este último (en nitrógeno es sensiblemente más alto), lo que indica que recibe una mayor carga relativa de nutrientes de origen ganadero.



Figura 4.25. Fracciones del fósforo en los tributarios (periodo 2013/15)

ESTACIÓN	FECHA	NO3 (ug N/I)	NO2 (ug N/I)	NH4 (mg N/l)	TP (ug P/I)	SRP (ug P/I)	TPP (ug P/I)	SOP (ug P/I)
	PROMEDIO	452	14	4093	464	287	65	148
	16/10/2013	325	11	210	1262	1096	80	86
BA1	03/12/2013	238	6	60	48	15	31	2
	26/03/2015	195	15	1000	42	31	6	333
	PROMEDIO	242	8	321	19	7	8	5
	03/12/2013	68	3	100	16	4	8	4
	16/07/2014	11	3	200	26	6	15	6
	26/08/2014	25		220	15	7	5	
DEI	30/09/2014	13	3	150	20	11	5	
DEI	14/10/2014	31	7	90	9	5	3	
	19/11/2014	476	16	280	9	6	1	
	28/01/2015	410	4	4/0	19	9	3	
	24/03/2015	1180	23	1400	26	6	18	
	26/03/2015	416	11	200	20	11	7	
	PROMEDIO	171	6	73	51	31	9	16
	16/10/2013	519	7	10	64	47	6	10
	03/12/2013	113	5	0	18	11	4	3
	17/07/2014	225	10	0	56	2	14	40
	26/08/2014	64	4	0	69	44	5	
	24/09/2014	219	5	100	71	59	6	
DU1	30/09/2014	62	4	0	60	38	17	
	15/10/2014	114	12	160	41	28	10	
	19/11/2014	48	4	410	13	7	3	
	28/01/2015	130	12	0	17	10	5	
	26/03/2015	25	5	50	16	10	4	
	22/07/2015	93	0	0	92	46	23	
	02/09/2015 PROMEDIO	262	2	150	53	25	6	
	26/08/2014	87 64	<u>6</u>	54	57	20 44	5	
	17/09/2014	205	4	120	85	63	6	
	30/09/2014	100	4	0	60	45	8	
DU2	15/10/2014	111	12	110	38	21	11	
	28/01/2015		12	0	12	10	3	
	11/03/2015	24	5	0	10	4	2	
	26/03/2015	49	6	100	15	12	2	
	PROMEDIO	49	6	235	13	4	4	8
	16/10/2013	39	5	120	34	10	3	24
	03/12/2013	44	4	80	8	3	4	1
	16/07/2014	9	7	150	13	4	7	2
	26/08/2014	19	4	100	10	4	4	
EB1	01/10/2014	38	5	190	7	4	2	
	14/10/2014	10	7	290	6	1	3	
	19/11/2014	33	6	10	8	5	2	
	28/01/2015	33	5	520	14	3	2	
	24/03/2015	349	10	940	13	4	7	
	26/03/2015	17	9	200	18	5	8	
	PROMEDIO	406	42	500	377	309	35	273
	16/07/2014	575	25	500	319	325	22	273
	15/08/2014	893	49	737	470	408	27	
	16/08/2014	503	39	675	313	264	38	
	20/08/2014	327	115	480	195	149	25	
	26/08/2014	248	47	750	1234	1088	28	
	17/09/2014	349	14	230	440	346	42	
RM1	21/09/2014	104	41	3200	1213	979	215	
	23/09/2014	292	37	550	293	217	28	
	14/10/2014	155	13	500	172	191	17	
	19/11/2014	175	4	120	40	25	10	
	27/01/2015	760	12	0	126	109	17	
	11/03/2015	39	4	110	17	12	3	
	26/03/2015	70	6	50	36	24	6	
	27/03/2015	307	10	50	98	76	15	
	PROMEDIO	64	4	27	29	17	5	12
	16/10/2013	96	7	70	83	59	14	10
	16/07/2014	128	7	0	29	2	5	23
	26/08/2014	83	5	0	36	28	3	
RM2	17/09/2014	45	3	120	32	19	6	
	14/10/2014	32	5	50	24	10	3	
	19/11/2014	63	3	10	20	10	7	
	28/01/2015	70	3	0	38	27	3	
	11/03/2015	23	4	0	9	5	3	
	20/03/2015 PROMEDIO	38	34	396	304	212	3	56
	23/09/2013	3800	86	0	864	537	108	219
RV1	15/10/2013	1230	52	700	324	251	36	37
	16/10/2013	194	18	800	203	165	26	12
	16/07/2013	523	12	480	12/	103	15	9
	PROMEDIO	41	3	35	9	2	4	
	26/08/2014	32	2	0	9	3	5	
	17/09/2014	111	2	120	16	6	5	
RV3	30/09/2014	25	5	0	6	1	2	
	20/11/2014	33	2	0	17	2	12	
	28/01/2015	40	3	0	6	1	2	
	11/03/2015	19	3	160	3	2	0	
	20/03/2015	54	5	0	/	1	3	

#### Tabla 4.8. Fracciones del nitrógeno y fósforo en los tributarios (ciclo 2013/15)

### 4.2.2 Muestreos limnológicos en el embalse

#### 4.2.2.1 Periodo 2010-2011

#### 4.2.2.1.1 Nutrientes

Las concentraciones de nitrógeno inorgánico total (tabla 4.9 y figura 4.26) son en general bajas, observándose una acusada disminución a mediados de junio en todas las estaciones de medida del embalse. Este hecho podría suponer una limitación para el crecimiento de las algas fijadoras de nitrógeno. Los niveles de nitrógeno inorgánico total se recuperan durante el periodo estival de máxima producción, disminuyendo nuevamente a finales de agosto (figura 4.26 superior).

TOTA OTÁN		TIN	TON	NO3	NO2	NH4	ТР	TDP	SRP	TPP	Si			
ESTACION	FECHA	µg N/l	µg P/l	µg P/l	µg P/l	µg P/l	mg/l	1N/1P	11N/1P	51/1P				
	PROMEDIO	175	757	84	3	89	12	7	2	5	1,3	78	15	108
	15/04/2010	278		164	4	110	12	7	3	4	1,3	24	24	115
	12/05/2010	340		128	2	210	10	10	2	0	1,4	33	33	140
F1	22/07/2010	143	790	101	2	40	11	5	1	6	1,2	88	13	109
121	25/08/2010	210	557	91	8	110	16	7	1	9	1,2	48	13	77
	22/09/2010	144	923	71	2	70	12	8	2	4	1,3	91	12	113
	07/10/2010	64		4	0	60	12	6	1	6	1,2	5	5	98
	22/06/2010	25		1	1	23	12	5	1	6	1,3	2	2	110
	PROMEDIO	151	626	79	3	69	13	7	2	6	1,3	65	15	97
	15/04/2010	265		148	4	113	12	8	3	4	1,4	22	15	115
	12/05/2010	112		91	1	20	11	10	2	1	1,5	9	15	127
F2	22/07/2010	153	947	131	3	20	11	5	1	6	1,2	92	15	110
1.2	25/08/2010	296	354	103	8	185	8	6	2	2	1,1	54	15	143
	22/09/2010	123	577	44	4	75	18	8	2	10	1,3	58	15	73
	07/10/2010	55		4	1	50	22	9	2	13	1,2	5	15	56
	22/06/2010	15		1	1	13	15	6	2	9	1,3	1	15	84
	PROMEDIO	158	314	87	3	68	11	7	1	4	1,3	39	15	120
	12/05/2010	214		131	3	80	12	11	2	1	1,4	18	15	114
	22/07/2010	143	207	115	4	25	8	5	1	4	1,3	29	15	149
E3	25/08/2010	281	319	124	8	150	8	7	1	1	1,3	50	15	168
	22/09/2010	183	417	105	3	75	12	7	2	5	1,4	50	15	117
	07/10/2010	52		2	0	50	15	7	0	8	1,2	4	15	78
	22/06/2010	23		1	1	20	13	6	1	7	1,4	2	15	106
	PROMEDIO	184	998	96	3	85	10	6	1	4	1,3	98	15	135
	22/07/2010	162	988	119	3	40	9	4	1	5	1,2	96	15	127
	25/08/2010	297	1103	129	8	160	6	5	1	1	1,3	117	15	225
E4	22/09/2010	188	809	125	3	60	10	6	1	4	1,5	83	15	149
	07/10/2010	43		3	0	40	12	6	0	6	1,2	4	15	98
	11/05/2010	325		153	2	171	11	10	2	1	1,4	27	15	130
	22/06/2010	17		1	1	15	12	5	1	7	1,4	1	15	111
	PROMEDIO	169	1095	69	4	97	8	6	1	2	1,2	105	15	141
	22/07/2010	118	732	89	3	25	7	5	1	2	1,1	71	15	153
E5	25/08/2010	192	609	39	8	145	5	4	1	1	1,0	67	15	211
	22/09/2010	207	1943	35	3	170	9	6	1	3	1,2	179	15	135
	07/10/2010	44		4	0	40	11	6	1	6	1,2	4	15	105
	11/05/2010	224		147	3	75	11	10	2	1	1,4	19	15	126
	PROMEDIO	173	573	76	4	93	9	7	1	2	1,3	62	15	143
	22/07/2010	137	1013	108	4	25	10	6	2	4	1,3	96	15	133
F6	25/08/2010	315	236	82	8	225	6	5	1	1	1,2	46	15	198
	22/09/2010	79	471	12	2	65	9	5	1	3	1,2	46	15	135
	07/10/2010	51		10	0	40	11	6	0	5	1,2	4	15	113
	11/05/2010	225		137	3	85	11	10	2	1	1,5	19	15	140
Total	general	168	722	82	3	83	11		1	4	1,3	74	15	117

Tabla 4.9. Fracciones del nitrógeno y fósforo en el embalse (ciclo 2010/11)
No obstante, los promedios (figura 4.26 inferior) están por debajo de 200  $\mu$ g\_N/l, que es un valor de referencia por debajo del cual podrían darse limitaciones de nitrógeno para el crecimiento algal (Ryding & Rast, 1989). Hay autores que posteriormente han propuesto valores de 100  $\mu$ g /l para ese umbral (Maberly et al., 2002), lo cual restringiría los periodos de limitación efectiva por nitrógeno. Las diferencias entre estaciones de muestreo son escasas, en todo caso se detectaron valores más bajos en el brazo del Duero (E2).





Sin embargo, la concentración de la fracción orgánica del nitrógeno (TON) un orden de magnitud superior a la del inorgánico (TIN) y es más elevada en las estaciones E4 y E5 (ensenada situada al sur del embalse).

El fósforo presentó concentraciones bajas de forma general (figura 4.27), con valores máximos de 22  $\mu$ g/l y un promedio de 11  $\mu$ g/l. La forma reactiva soluble (SRP) es prácticamente indetectable y el fósforo disuelto total (TDP) alcanza un máximo de 10  $\mu$ g/l.





Es en el mes de octubre cuando se dieron las concentraciones de fósforo total más altas y en agosto las menores. En este caso, es en el brazo del Duero (E2) donde se obtuvieron los valores máximos y en E5 los mínimos. En la estación de presa se detectaron valores relativamente más altos en verano, debido a la contribución del hipolimnion, en el que se produce acumulación de materia orgánica generada en el embalse y además recarga interna desde los sedimentos.

Si se toma indicador el TP (o incluso de forma más restrictiva el TDP), los valores medios estuvieron por encima de 5  $\mu$ g/l, que es un umbral teórico de limitación por fósforo (Ryding & Rast, 1989), hay numerosas ocasiones en las que no sería limitante, aunque los gradientes en la columna de agua sí podrían ofrecer una ventaja competitiva a las especies del fitoplancton capaces de regular eficientemente la profundidad a la que se ubican. En cualquier caso, estos umbrales no se deben tomar como una regla firme pues

## Resultados

hay un debate abierto al respecto que supone a efectos prácticos que cualquier concentración de SRP entre 3 y 10 podría ser limitante (p.e. Kolzau et al., 2014).

Las concentraciones de sílice reactiva fluctuaron entre valores de 1 y 1,6 mg/l durante ese periodo y son inferiores a las de los tributarios, lo que refleja un consumo neto por las diatomeas del fitoplancton, que lo utilizan para construir sus "frústulas". No se observaron variaciones significativas entre las distintas zonas del embalse.

Es relevante también calcular las razones entre diferentes fracciones formas de los macronutrientes para interpretar la potencial limitación del crecimiento o ventaja competitiva de determinados grupos de algas. Se ha utilizado tradicionalmente el ratio másico NT/TP de 29:1 como umbral por debajo del cual las algas fijadoras de nitrógeno atmosférico proliferarían (Smith, 1983). Posteriormente, Smith et al. (1995) propusieron que el umbral de 22:1 era más adecuado. En este caso, se han detectado situaciones en las que el N sería limitante (destacadas en color en la tabla 4.9), especialmente en la primavera tardía y en el mes de octubre en todas las estaciones del embalse.

Algunas observaciones permiten inferir que un ratio Si/P inferior a 93 resulta decisivo para que la competición entre *Asterionella* y *Microcystis* resulte favorable a esta última (Holm & Armstrong, 1981). En los valores obtenidos esta situación apenas se produce, y cuando lo hace es en las estaciones influidas por el brazo norte del embalse (E1, E2 y E3) y solamente en momentos concretos del verano (tabla 4.9).

### 4.2.2.1.2 Fitoplancton

En los análisis fluorimétricos de laboratorio del contenido en clorofila *a* de los diferentes grupos algales, se apreció que las cianobacterias dominaron el fitoplancton del embalse en todo momento durante ese ciclo de medidas (figura 4.28).

Su biomasa en términos de clorofila *a* es de 3 a 1 respecto al resto de grupos, pero hay momentos del ciclo de desarrollo (principios de octubre) en los que ese factor se triplica. Las diatomeas se mantienen siempre en niveles bajos, mientras que las algas verdes superan en un orden de magnitud a diatomeas y criptofíceas.

# Capítulo 4





En cuanto a los análisis de cianobacterias (tabla 4.10), se han obtenido los valores de biomasa (en términos de biovolumen, expresado en  $mm^3/m^3$ ) para cada una de las 3 especies identificadas en el embalse en el año 2010, así como el biovolumen total de cianobacterias (cBV), sobre un total de 25 muestras.

Muestra	Campaña	Estación	Prof. (m)	Anabaena sp.	Aphanizomenon flos-aquae	Woronichinia naegeliana	CIANO_Bv
CP07E3F1	07	E3	1	3.072	565	0	3.637
CP07E4F1	07	E4	1	1.441	1.781	0	3.222
CP09E1F4	09	E1	4	11.429	741	0	12.171
CP09E2F4	09	E2	4	24717	787	53	25.556
CP09E3F0	09	E3	0	6.833	2.640	32	9.504
CP09E4F0	09	E4	0	4.408	3.214	0	7.622
CP09E5F0	09	E5	0	8.719	2.090	32	10.841
CP09E5F3	09	E5	3	8.107	1.752	47	9.905
CP09E6F0	09	E6	0	10.965	3.653	15	14.634
CP09E6F3	09	E6	3	5.872	3.912	0	9.784
CP10D4F2	10	D4	2	9.830	1.975	0	11.805
CP10D5F1	10	D5	1	19.811	2.917	56	22.784
CP10D7F8	10	D7	8	3.546	1.129	0	4.675
CP10D8F5	10	D8	5	15.306	3.012	0	18.318
CP10E2D12	10	E2	12	3.460	274	0	3.735
CP10E2F12	10	E2	12	2.151	251	0	2.402
CP10E3F4	10	E3	4	5.809	1.318	0	7.126
CP10E4F1	10	E4	1	13.187	2.178	0	15.365
CP10E5F3	10	E5	3	6.996	847	0	7.843
CP10E6F5	10	E6	5	4.520	1.553	0	6.073
CP11E1F0	11	E1	0	4.957	0	0	4.957
CP11E1F1	11	E1	1	2.877	0	0	2.877
CP11E1F20	11	E1	20	5.742			5.742
CP11E1F3	11	E1	3	4.101			4.101
CP11E1P15	11	E1	15	5.132			5.132

Tabla 4.10. Resultados analíticos de biovolumen (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>) de especies de cianobacterias (año 2010)

La especie de cianobacteria dominante (83%) es *Anabaena* sp. (figura 4.29) y el máximo valor de biomasa se registró en el mes de septiembre. *Aphanizomenon flos-aquae* fue la segunda especie de cianobacterias más abundante (16%) en el embalse y *Woronichinia naegeliana* (1%) se presentó en baja proporción.

Por otro lado, los valores de biovolumen total de cianobacterias son elevados, y a lo largo de ese periodo (agosto/octubre) superaron con frecuencia el umbral de 10 mm<sup>3</sup>/l.



Figura 4.29. Biovolumen de cianobacterias (agosto-octubre de 2010)

La mayor proporción del biovolumen total corresponde a *Anabaena* sp. y *Aphanizomenon flos-aquae*, ambas consideradas como especies potencialmente tóxicas. Además en octubre de 2011 se detectaron algunas colonias de *Microcystis flos-aquae* (figura 4.29), también catalogada como especie potencialmente tóxica. Por otro lado, no hay certeza suficiente sobre la toxicidad potencial de *Woronichinia naegeliana*, una especie monoritaria en el cHAB de 2010.

En dicho cHAB se detectaron bajas concentraciones de cylindrospermopsina, se aisló en el laboratorio de fisiología vegetal de la Universidad Autónoma de Madrid la especie *Anabaena* sp. (actualmente *Dolichospermum* sp.), y se identificó como especie productora de dicha toxina (Quesada, comm. per.). Estos resultados son coherentes con algunas publicaciones que destacan el papel en Europa de los géneros *Anabaena* y *Aphanizomenon* como productores de cylindrospermopsina (Brient et al., 2008).

# Capítulo 4



Figura 4.30. Especies de cianobacterias identificadas en 2010. De izquierda a derecha: *Microcystis flos-aquae*, *Anabaena* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* y *Woronichinia naegeliana* 

### 4.2.2.2 Periodo 2013-2015

### 4.2.2.2.1 Nutrientes

Este ciclo de medidas se realizó durante el verano de 2014, en el que se produjo un cHAB que quedó confinado a la zona de cola del embalse en la confluencia de los ríos Duero y Revinuesa y que, como se comenta más adelante, lo produjo una cianobacteria chrooco-cal (*Microcystis novacekii*), acompañada de *Dolichospermum crassum*.

La concentración de nitratos durante los meses de verano se mantuvo entre 1,7 y 20  $\mu$ g N/l en el conjunto de las estaciones de muestreo, exceptuando el valor más elevado que se registró en la estación E01 (la más cercana a la presa), durante el mes de julio (120  $\mu$ g N/l), pero que disminuye durante el mes de agosto (31,85  $\mu$ g N/l) y septiembre (10,4  $\mu$ g N/l).



Figura 4.31. Nitratos en las diferentes estaciones del embalse (verano de 2014)

ESTACIÓN	MES	NO3 (µg N/I)	NO2 (µg N/l)	NH4 (mg N/l)	TP (µg P/l)	SRP (µg P/I)	TPP (µg P/I)	SOP (µg P/l)	SI (mg Si/l)
	PROMEDIO	50	3	0,06	11	3	5	5	0,8
	7	64	2	0,05	11	2	5	4	0,9
E01	8	32	3	0,07	8	1	3	9	0,7
	9	17	5	0,09	10	3	4	7	0,8
	10	162	5		26	5	14	7	1,1
	PROMEDIO	23	3	0,07	27	5	16	14	0,5
D05	8	11	2	0,11	22	1	15	17	0,5
D05	10	5	3	0,05	32	2	22		0,7
	12	41	5		29	1	21	7	0,2
	PROMEDIO	9	2	0,05	12	1	6	7	0,6
	7	8	2	0,07	8	1	3	4	0,6
E02	8	7	2	0,07	11	0	6	11	0,5
	9	5	2	0,04	18	1	11		0,6
	10	21	2	0,00	12	1	7		0,7
	PROMEDIO	14	2	0,06	8	1	3	5	0,8
	7	20	2	0,06	7	1	3	4	0,7
E04	8	3	2	0,06	7	0	4	7	0,6
	9	52	3	0,11	6	1	3	6	1,0
	10	2	2	0,00	7	1	3		0,6
	PROMEDIO	29	1	0,02	11	2	4	5	0,6
E08	8	15	2	0,00	7	0	3	3	0,6
	9	9	2	0,06	7	1	2	7	0,5

### Tabla 4.11. Fracciones del nitrógeno y fósforo en el embalse (ciclo 2013/15)

En cuanto al amonio, los valores medios más altos se obtuvieron en julio y septiembre en la estación E01 y E04 (0,11 mg N/l), respectivamente. Exceptuando la estación D05, todos los valores que superan 0,1 mg/l se presentan en la zona hipolimnética durante el periodo de estratificación. Los nitritos no superaron la concentración de 3  $\mu$ g/l en ninguna muestra.

Las concentraciones más altas de fósforo se registraron en la estación D05, que es la más próxima a los aportes procedentes del arroyo Remonicio y río Duero, a los que vierten las depuradoras de las localidades de Vinuesa y Molinos de Duero. En agosto y septiembre, se alcanzaron valores máximos de 28,3 y 31,5  $\mu$ g/l, respectivamente. Estos valores son más altos que los obtenidos en el año 2010, pero no se dispuso en aquel año de una estación de muestreo en esta zona tan próxima a la cola del embalse.

También la estación E02, que es la más próxima a la anterior, presentó un aumento progresivo de dicha concentración, hasta alcanzar valores de 16,17  $\mu$ g/l en septiembre, pero en general los valores obtenidos no son sensiblemente distintos de los registrados en 2010. No obstante, las comparaciones entre años se realizan en este proyecto a través de

las herramientas de modelado apoyadas en monitorizaciones continuadas y este tipo de datos se utiliza a efectos de calibrado.



Figura 4.32. Fósforo total en las diferentes estaciones del embalse (verano de 2014)

La concentración de sílice mantiene valores bajos y similares entre distintos meses y estaciones (en general están en el rango de 0,6 a 0,8 mg/l), pero son inferiores a los registrados en 2010, que promediaron 1,3 mg/l. Teniendo en cuenta que este elemento se comporta en la cuenca casi como conservativo, porque las diatomeas bénticas en este tipo de tramos no modifican sustancialmente su concentración, esto podría indicar indirectamente un descenso de la biomasa de diatomeas fitoplanctónicas en el embalse durante el verano.

### 4.2.2.2.2 Sedimentos

Los resultados de los análisis granulométricos se presentan en el Apéndice 5 en forma de fichas que incluyen la distribución granulométrica y los diversos estadísticos que la describen y catalogan.

En general, se apreció una preponderancia de limos y la presencia de arenas y gravas en algunas zonas someras cercanas a algunas orillas, en zonas sobre todo de acumulación de materiales arrastrados por los tributarios, cercanas a playa Pita, playa Gamella y a Vinuesa. En la zona de playa Gamella se registró la mayor proporción de materiales gruesos (gravas), en una orilla sometida a intensa erosión por la exposición al oleaje con vientos del oeste-noroeste.



### Figura 4.33. Proporción de fracciones granulométricas en los sedimentos del embalse

Los resultados de los análisis de las muestras de la capa activa del sedimento (Tabla 12) mostraron una escasa amplitud en el intervalo de valores, pero se observó una correlación alta entre la proporción de limos y los contenidos de materia orgánica y hierro.

Las mayores concentraciones de materia orgánica, fósforo y hierro se observaron en las zonas profundas, especialmente en el eje desde las entradas de Revinuesa y Duero hasta la presa, lo que confirma que los aportes mayoritarios de nutrientes al embalse llegan por esta vía. Las zonas someras de las reculas y ensenadas presentan menores concentraciones de materia orgánica, fósforo y hierro.

En promedio, el 58% del fósforo del sedimento es inorgánico, incluyendo la fracción extraída con EDTA (53%), que es el más biodisponible por el equilibrio químico de concentraciones, y la fracción más refractaria (5%). El 42% restante corresponde al fósforo orgánico, tanto de organismos vivos en el sedimento como de restos de organismos muertos y sedimentados desde la columna de agua.

Tabla 4.12. Fracciones del nitrógeno y fósfo	oro en el embalse (ciclo 2013/15)
--	-----------------------------------

Localización	Fecha	Cota (m)	M. O.	Pl_bio	Pl_ine	PO	Fe(OOH)	Tot-Fe
Localización	Геспа		(%)	(µg/g p.s.)	(µg/g p.s.)	(µg/g p.s.)	(mg/g p.s.)	(mg/g p.s.)
D05P	21-jun-14	23,15	2,50	117,62	0,00	23,98	0,16	3,01
D05P	21-jul-14	23,25	6,22	<mark>1</mark> 87,14	10,58	158,56	0,27	3,76
D05P	25-ago-14	23,76	8,50	203,18	19,00	151,49	0,32	3,90
D05P	21-sep-14	21,65	11,28	<mark>302</mark> ,23	23,77	193,26	0,30	7,28
D05P	4-nov-14	24,05	9,27	183,37	20,75	83,45	0,21	3,51
D05S	21-jun-14	29,15	3,69	50,05	0,00	115,88	0,13	3,11
D05S	21-jul-14	28,25	5,10	165,36	4,46	110,50	0,15	1,33
D05S	25-ago-14	28,76	4,35	64,82	8,47	83,57	0,13	2,08
D05S	21-sep-14	27,65	6,38	99,61	12,42	146,83	0,10	3,37
D05S	4-nov-14	27,05	3,39	55,16	9,86	115,86	0,13	4,61
E01P	21-jun-14	2,15	7,66	513,90	0,00	168,02	0,97	10,54
E01P	21-jul-14	4,25	8,37	499,32	39,58	293,55	1,20	11,64
E01P	24-ago-14	2,8	7,69	445,56	24,20	298,91	0,77	9,80
E01P	20-sep-14	1,685	8,02	483,42	25,33	257,47	1,17	10,50
E01P	3-nov-14	8,05	8,77	544,17	34,65	198,54	1,21	11,08
E02P	21-jun-14	12,15	8,76	478,89	0,00	<b>5</b> 66,52	0,67	11,62
E02P	21-jul-14	18,25	8,43	461,38	42,56	424,27	0,69	9,80
E02P	24-ago-14	12,8	7,81	451,56	23,41	278,53	0,46	7,83
E02P	21-sep-14	20,65	12,09	477,21	44,08	275,18	0,87	8,21
E02P	4-nov-14	13,05	8,50	415,48	71,62	236,86	0,74	10,82
E03M	21-jun-14	20,15	2,26	54,14	0,00	38,86	0,08	4,60
E03M	21-jul-14	21,25	1,31	61,87	9,74	41,82	0,10	3,57
E03M	24-ago-14	21,8	7,19	435,00	23,12	285,92	0,76	9,51
E03M	21-sep-14	22,65	2,04	44,16	13,44	43,49	0,09	4,96
E03M	4-nov-14	19,05	1,53	78,48	14,85	17,35	0,08	3,98
E03P	21-jun-14	6,15	7,92	543,52	0,00	390,79	0,81	14,39
E03P	21-jul-14	8,25	8,08	458,49	23,62	345,43	0,79	10,45
E03P	24-ago-14	6,8	8,33	457,45	33,16	210,66	0,99	7,07
E03P	21-sep-14	6,65	13,34	495,30	41,78	213,39	1,17	6,76
E03P	4-nov-14	6,05	9,66	412,13	41,02	214,85	1,01	11,65
E04M	21-jun-14	22,15	2,37	60,17	0,00	427,59	0,34	10,32
E04M	21-jul-14	24,25	1,31	127,90	8,98	83,81	0,15	1,50
E04M	24-ago-14	21,8	2,22	44,40	74,58	51,77	0,17	3,34
E04P	21-jun-14	9,15	5,76	343,21	0,00	237,59	1,02	11,78
E04P	21-jul-14	11,25	6,80	348,85	21,08	275,34	0,67	8,44
E04P	24-ago-14	7,8	7,24	349,72	32,60	193,89	0,97	6,24
E04P	21-sep-14	9,65	9,65	331,86	35,57	206,67	1,00	5,62
E04P	4-nov-14	9,05	10,05	289,54	38,80	267,37	0,61	10,44
EU7M	21-jun-14	24,15	2,06	28,74	0,00	96,18	0,12	4,75
EU7M	25-ago-14	25,76	1,44	53,46	4,13	/0,60	0,09	3,14
EU7M	21-sep-14	21,65	1,44	33,45	6,95	53,56	0,07	2,18
E07M	4-nov-14	22,05	3,29	44,75	13,92	83,50	0,15	4,05
E07P	21-jun-14	17,15	2,87	73,21	0,00	126,03	0,37	5,82
E07P	25-ago-14	17,76	3,60	81,90	14,87	93,78	0,27	3,01
E07P	4-nov-14	17,05	3,12	71,88	13,26	196,04	0,17	9,11

Localización	Focha	Cota (m)	M. O.	Pl_bio	Pl_ine	PO	Fe(OOH)	Tot-Fe
LUCATIZACIUM	recha	Cota (III)	(%)	(µg/g p.s.)	(µg/g p.s.)	(µg/g p.s.)	(mg/g p.s.)	(mg/g p.s.)
E08M	21-jun-14	23,15	1,91	40,12	0,00	2,32	0,13	1,91
E08M	21-jul-14	23,25	1,94	95,04	20,50	99,45	0,17	3,84
E08M	25-ago-14	22,76	1,34	32,99	4,26	44,17	0,09	1,55
E08M	20-sep-14	21,685	2,25	53,60	8,06	109,24	0,11	2,73
E08P	21-jun-14	30,15	1,69	21,60	0,00	4,08	0,04	3,85
E08P	21-jul-14	19,25	4,19	194,12	27,23	175,29	0,34	6,48
E08P	25-ago-14	18,76	3,44	64,37	17,40	112,88	0,18	4,84
E08P	20-sep-14	18,685	5,92	190,53	28,22	135,87	0,70	3,72
E08P	4-nov-14	17,05	5,52	141,61	25,54	93,49	0,36	4,62
E08S	21-jun-14	18,15	7,02	176,71	0,00	198,27	0,41	9,36
E08S	21-jul-14	29,25	3,14	112,75	7,19	92,95	0,25	2,44
E08S	24-ago-14	26,8	2,33	84,80	9,03	84,66	0,20	2,81
S8P	21-jun-14	16,15	2,28	69,08	0,00	81,88	0,23	3,14
S8P	21-jul-14	15,25	2,28	85,47	8,70	99,68	0,18	2,91
S8P	25-ago-14	15,76	2,60	58,18	12,92	77,96	0,16	3,53
S8P	21-sep-14	16,65	1,97	32,96	5,72	34,83	0,11	1,01
S8P	4-nov-14	16,05	2,94	47,54	8,27	116,51	0,13	3,52
S9P	21-jun-14	26,15	3,53	57,28	0,00	116,59	0,21	8,24
S9P	21-jul-14	26,25	2,16	29,56	16,38	80,49	0,12	3,72
S9P	25-ago-14	26,76	4,42	64,92	15,70	174,80	0,27	6,81
S9P	4-nov-14	26,05	5,13	84,57	45,82	49,27	0,23	2,46
\$95	21-jun-14	28,15	4,09	50,39	0,00	184,60	0,34	3,91
\$95	21-jul-14	30,25	4,55	221,09	3,85	108,13	0,22	1,65
\$9\$	25-ago-14	27,76	3,16	47,19	11,33	89,83	0,24	5,20

El 7 % del hierro total en estos sedimentos se encuentra en forma de oxihidróxidos, que es la forma a la que está asociado el fósforo fundamentalmente en el sedimento de este embalse.

Para cartografiar y sectorizar el medio bentónico del embalse y asignar valores de propiedades químicas, se definieron los dos estratos principales de profundidad a partir de la cota media de la termoclina en los últimos tres años, que son 1075 msnm. Esta línea marca aproximadamente el límite entre las zonas que potencialmente sufren hipoxia o anoxia a lo largo de la temporada de producción. Además, se generó un mapa de pendientes del vaso del embalse.

Se obtuvo un mapa en el que se diferencia entre sedimentos inactivos e inactivos, en relación al metabolismo del fósforo, que a su vez se clasifican en función de la cota a la que se encuentran debido a los diferentes procesos que pueden tener lugar ligados a la producción de la columna de agua, la sedimentación de materia orgánica, el equilibrio de oxígeno, etc. Sobre estos fondos se superpone la posición de las estaciones de muestreo de sedimentos, a partir de cuyos datos se generaron los mapas posteriores, que servirán como base para el modelado de los intercambios metabólicos que se producen entre los sedimentos y la columna de agua.

Un 72 % de la superficie del vaso del embalse se ha definido como fondos inactivos, debido principalmente a la pendiente, que hace que no se retengan los materiales finos sedimentados, por lo que están compuestos mayoritariamente por arenas, gravas y otras fracciones de mayor tamaño, incluyendo roca madre.

Los fondos activos se dividen entre profundos (17 % de la superficie) y someros (11 % de la superficie). Los fondos activos profundos se distribuyen principalmente por las zonas centrales de los antiguos cauces, especialmente en el cuerpo principal del vaso. Partes proporcionalmente menores se encuentran en las zonas centrales del brazo del Duero-Revinuesa y reculas de la parte sur del embalse.

Los fondos activos someros se encuentran ligados en su mayoría a las zonas de cabeceras, a las zonas de dinámica deltaica, especialmente en la zona de Vinuesa y en el brazo de entrada del Ebrillos y del arroyo de La Dehesa. Existen algunas zonas adicionales de fondos activos someros, aunque de mucha menor extensión, en las partes ribereñas de la zona de unión de los dos cuerpos principales y hacia presa, y también en la plataforma norte del cuerpo principal del embalse.



Figura 4.34. Mapa de tipos de fondo, generado a efectos del intercambio de fósforo

La materia orgánica se concentra principalmente en los fondos profundos más cercanos a presa, por efecto del transporte ligado al funcionamiento hidrodinámico del embalse y a la mayor producción pelágica en estas zonas profundas. El brazo de entrada del Duero-Revinuesa muestra valores también altos, derivados del transporte de los materiales recibidos de estos dos tributarios, que aportan una carga importante de nutrientes. En estas zonas el contenido promedio de materia orgánica estuvo en torno al 8 %.



Figura 4.35. Mapas elaborados de formas químicas del fósforo y hierro en sedimentos

En la zona principal del vaso del embalse la concentración es ligeramente inferior, aunque sigue siendo elevada, y se observa mayor acumulación de materiales orgánicos en la zona de cola de Vinuesa, más antropizada, que en las zonas más naturales de Ebrillos y

## Capítulo 4

reculas sur, cuyos valores oscilan entre 2 y 4 % (en la zona que recibe los aportes de la población de Abejar).

En los gráficos de la figura 4.35 se observa que las distintas fracciones del fósforo siguen un patrón similar a la materia orgánica, aunque con ciertos matices.

La fracción inorgánica extraída con EDTA, que es la más fácilmente bioasimilable, es proporcionalmente menor que la materia orgánica en la zona de Vinuesa, lo que indica una alta aportación de fracciones complejas de fósforo desde esos dos tributarios principales, que se someten a un proceso de mineralización que se produce en el tránsito hacia la zona de presa. Los valores medios oscilaron entre 40 y 485  $\mu$ g/g p.s.

En la fracción inorgánica, más refractaria a la degradación, ese efecto es más acusado; presentó concentraciones bajas en la zona de Vinuesa y en todas las reculas, y aumentó a lo largo del embalse, en el proceso de transporte y acumulación de partículas minerales y de formación de complejos con fósforo mineralizado en el propio sedimento. Sus concentraciones entre 5 y 28  $\mu$ g/g p.s., las menores de las distintas fracciones analizadas.

La concentración de fósforo orgánico osciló entre 64 y 259  $\mu$ g/g p.s. Los valores más elevados se observaron en las zonas profundas más cercanas a presa y en la confluencia de los cuerpos principales del embalse.

En este embalse el fósforo se encuentra básicamente asociado al oxihidróxido de hierro (III) o goethita, lo que se reflejó en la similitud entre sus patrones de distribución y los de las formas de fósforo.

Las concentraciones de Fe(OOH) oscilan entre 0,108 mg/g p.s. en la zona de playa Gamella y 1,008 mg/g p.s. en la zona más profunda cercana a la presa. También se registraron valores altos en la zona profunda del cuerpo principal del embalse, que funciona como un gran decantador.

En general este mineral tiene orígenes mayoritariamente alóctonos y diagenéticos (mediante procesos que ocurren en el propio sedimento y producen nuevos compuestos tanto en el sedimento como en los fluidos de poro, aunque la aportación autóctona puede ser también relevante. Los iones Fe<sup>2+</sup> llegan a la masa de agua, donde la presencia de oxígeno combinada con un pH alcalino o ligeramente ácido provoca la rápida oxidación a Fe<sup>3+</sup>, que es hidrolizado a FeOOH, insoluble y que por tanto precipita. En sedimentos anóxicos los iones Fe<sup>2+</sup> migran a través del agua intersticial hasta que entran en contacto con oxígeno y acontece la precipitación del oxihidróxido.

Esta forma del hierro supone entre un 3 y un 10 % del hierro total en los sedimentos del embalse, y las proporciones mayores están positivamente correlacionadas con las concentraciones de hierro total, que en general se encontraron en las zonas más profundas.

El hierro total oscila entre 2,5 y 10,4 mg/g p.s., y siguió un patrón similar a la goethita: mayores concentraciones en las zonas profundas, con tendencia a la acumulación hacia la zona de presa.

# 4.3 Indicadores y sistema de alerta

## 4.3.1 Conversión de registros de fluorescencia in situ a clorofila extractiva

Con los datos disponibles de muestras de agua y mediciones coetáneas de fluorescencia de la clorofila se ha ajustado un modelo de regresión lineal para predecir la concentración de clorofila *a* mediante métodos extractivos de laboratorio, es decir, para transformar los índices de fluorescencia *in situ* en un indicador normalizado de biomasa algal.

Este modelo se ha realizado a partir de 69 observaciones y sobre dos variables: Índice de fluorescencia de las ficocianinas (FC-IVF) y de la clorofila (CHLA-IVF), esta última corregida con la concentración de sólidos en suspensión equivalentes (TSSeq). Esto permite sortear el efecto del enmascaramiento de la fluorescencia de las clorofilas que se observa en los cHABS.

El modelo resultante se ajusta con un coeficiente de determinación  $R^2$  (ajustado) = 0,571. El análisis de la varianza del modelo con el estadístico F ofrece una P<0,0001, lo que refleja una relación significativa entre las variables.



Figura 4.36. Ajuste del modelo de regresión lineal para predecir la CHLA\_LAB

### 4.3.2 Calibración de indicadores de biomasa de cianobacterias

Se ha realizado una regresión lineal (figura 4.37) para predecir el biovolumen de cianobacterias (CIANO\_Bveq) a partir de los registros *in situ* de ficocianinas (FC\_IVF). Se cuenta con 26 muestras en las que se ha realizado la identificación y biometría de las cianobacterias.

El coeficiente de determinación  $R^2$  (ajustado) es 0,873 y el análisis de la varianza del modelo con el estadístico F ofrece una P<0,0001, lo que indica una relación significativa entre las variables.



Figura 4.37. Regresión lineal entre el biovolumen y el índice de ficocianinas

Este resultado permite usar las medidas de ficocianinas *in situ* como un indicador válido en un sistema de alerta de cHABs, lo que habilita un método eficaz para el control de los riesgos sanitarios asociados a estos eventos en el embalse de La Cuerda del Pozo.

### 4.3.3 Sistema de alerta de riesgo potencial de toxicidad de cianobacterias

A partir de la función de transformación obtenida mediante regresión lineal, como se ha descrito en el apartado precedente, y según los umbrales establecidos por la OMS (apartado 3.4.4) y en Chorus & Bartram (1999), se ha construido la escala de riesgos que se facilita en la figura 4.38.

A partir de los valores de ficocianinas medidos *in situ* se obtienen valores de biovolumen que a su vez se pueden convertir en densidad celular según las equivalencias descritas en el apartado metodológico, y en potencial concentración de toxina en términos de cilindrospermopsina (CYNeq), que es la toxina cuya presencia se detectó en 2010.



### Figura 4.38. Escalas del sistema de alerta por riesgo potencial de cHAB tóxico

Estas concentraciones están calculadas a partir de los contenidos celulares de toxina que Cirés et al. (2011) midieron en cultivos de *Aphanizomenon ovalisporum*, que es el mayor productor de cilindrospermopsina conocido hasta el momento en España (Quesada et al. 2006). Se ha aplicado aquí el contenido celular obtenido para esta especie (0,2 pg-CYN/cel) siguiendo el criterio de precaución, que lleva a asumir el máximo riesgo potencial en el sistema de alerta temprana.

Esta escala establece cuatro niveles de riesgo para aguas de abastecimiento y tres para aguas de baño, pero el umbral de máximo riesgo (ALERTA II) es el mismo en ambas escalas, y corresponde a un biovolumen de 10 mm<sup>3</sup>/l, equivalente a 28  $\mu$ g/l de ficocianinas.

El nivel de ALERTA I de la OMS para aguas de abastecimiento se sitúa en 0,2 mm<sup>3</sup>/l, que en este caso se alcanzarían con 8,5  $\mu$ g/l de ficocianinas. Entre la ALERTA I y II hay un umbral intermedio que separa el riesgo de "NULO" a "LEVE" en aguas de baño; este umbral se establece en 2 mm<sup>3</sup>/l, equivalente a 12  $\mu$ g/l de ficocianinas.

## Resultados

A lo largo de 6 años de monitorización en continuo en el embalse de La Cuerda del Pozo, el riesgo potencial de cHAB tóxico ha evolucionado favorablemente, y solamente el primer año de la serie (2010) estuvo en ALERTA II más del 5% del tiempo (figura 4.24).

En el año 2010 las concentraciones de ficocianinas durante el final de la época estival y el otoño temprano fueron especialmente elevadas, alcanzando valores máximos de 50,74  $\mu$ g/l. Se superó el umbral de ALERTA II durante 38 días, lo que supuso un elevado riesgo potencial de toxicidad, tanto para aguas de consumo como para uso recreativo, si se tiene en cuenta que en dicho cHAB dominaba una especie (*Dolichospermum planctonicum*) que resultó ser productora de toxinas (cylindrospermopsina en concreto). Durante ese año, el nivel de riesgo LEVE para aguas de baño se superó en 28 días, y el nivel de ALERTA I para aguas de consumo se superó en 9 días (figura 4.23).

En los años 2011 y 2012 los crecimientos de cianobacterias fueron de muy baja intensidad. Las concentraciones máximas de ficocianinas fueron en torno a 15  $\mu$ g/l, pero no se alcanzó en ninguna ocasión el nivel de ALERTA II. Durante ese año hubo un total de 30 días en los que se superó el umbral del nivel de riesgo LEVE para aguas de baño y 21 días el de ALERTA I para aguas de consumo.

En el año 2012, los niveles de ficocianinas alcanzaron un máximo de 9,1  $\mu$ g/l y se mantuvieron prácticamente siempre en el nivel de riesgo NULO, a excepción de algunos valores aislados a mediados del mes de septiembre, que llegaron a alcanzar el nivel de RIESGO I (VIGILANCIA) para aguas de consumo durante un total de 8 días.

En el año 2013 se volvió a registrar un cHAB, con valores máximos en la zona de presa cercanos a 32  $\mu$ g/l, superándose el nivel de ALERTA II en un total de 11 días. El nivel de ALERTA I para aguas de baño se superó en un total de 69 días, y en 54 días en el caso de aguas de consumo. Sin embargo, las especies que protagonizaron este evento (*Dolichospermum crassum*) no presentan toxicidad conocida en la Península Ibérica. Esa información evitó que se desencadenara el protocolo de actuación de las autoridades sanitarias ante episodios potencialmente tóxicos.

El cHAB de 2013 se extendió mucho más en el tiempo, persistiendo incluso una vez mezclada por completo la columna de agua, hecho que ocurrió a mediados de noviembre. Los niveles de ficocianinas se mantuvieron por encima de 7,5  $\mu$ g/l en toda la columna de agua hasta finales del mes de diciembre.



Figura 4.39. Evolución temporal de cHABs y especies que los protagonizaron

En el año 2014 las concentraciones máximas de ficocianinas se situaron en torno a 21  $\mu$ g/l (nivel de ALERTA I), de modo que el riesgo potencial de toxicidad estimado, tanto para aguas de consumo como para uso recreativo, fue mucho menor que en el año 2013, y no se alcanzó en ningún momento el nivel de ALERTA II. Sí se superó el umbral de ALERTA I (durante 53 días) y de riesgo LEVE (durante 47 días).

En el año 2015 las concentraciones máximas de ficocianinas fueron de 14,5 µg/l, y se superó el nivel de ALERTA I durante 129 días, pero el de riesgo LEVE solamente en 5 días y no se alcanzó en ningún momento el nivel de ALERTA II. A diferencia de años anteriores, *Microcystis novacheki* afloró como especie de cianobacteria dominante.

# 4.4 Modelado de Cuenca: Carga de nutrientes al embalse y su origen

## 4.4.1 Aportaciones hídricas

Se ha realizado esta simulación para las 14 subcuencas de análisis el periodo desde enero de 2009 a octubre de 2015 y se ha excluido del análisis el primer año, que se utiliza como cebador. Los resultados diarios en los meses simulados de 2015 se utilizan para alimentar el modelo de embalse, puesto que es el periodo para el que se dispone de datos de la red de estaciones remotas, pero no se incorporan a los balances anuales que se presentan a continuación por tratarse de un periodo incompleto.

El resultado (Figura 4.40) se expresa en cm (10 l/m<sup>2</sup>) y muestra una clara estacionalidad, con los máximos de precipitación en primavera (mayo) o en invierno (noviembre a enero).



Figura 4.40. Precipitación mensual y anual al embalse

Los mínimos de lluvia se dan en el mes de julio y se produce un submínimo en el mes de febrero. Estos datos corresponden a la zona del embalse, donde el promedio interanual ha sido de 615 mm, pero hay un acusado gradiente de precipitaciones en la cuenca, y en los sectores de mayor altitud la precipitación media alcanza 980 mm.

Si se compara entre los diferentes años estudiados, se aprecia que las diferencias son notables y llegan a ser hasta del 29% en precipitación (y del 44% en aportaciones). El valor mínimo de las serie se ha dado en el año 2012 y el máximo en el 2010.

La respuesta hidrológica en la cuenca es muy rápida y en consecuencia los caudales siguen una pauta similar a la descrita para la precipitación, con la salvedad de que se suaviza la curva debido a la acumulación de nieve y el deshielo que se produce con cierto retraso respecto a la precipitación.



Figura 4.41. Aportación hídrica mensual y anual al embalse

Después de un laborioso proceso de calibración por aproximaciones sucesivas, el ajuste del modelo (*Daily Flow*) a los caudales medidos (*QSAIH*) es satisfactorio (Figura 4.42) y las diferencias más acusadas se deben a los retardos en el deshielo que hacen que la serie simulada vaya un poco por encima durante los meses de invierno y un poco por debajo en los de deshielo (marzo a mayo).



Figura 4.42. Series de caudales simuladas y medidas en estaciones de aforo

# Capítulo 4

## 4.4.2 Aportaciones de nutrientes

El procedimiento de simulación ha permitido obtener una estimación diaria en el periodo de 2010 a 2014 de las aportaciones de fósforo (kg) y nitrógeno al embalse de La Cuerda del Pozo, procedentes de las diferentes fuentes difusas y localizadas que se han descrito.

A partir del balance diario se han obtenido los valores mensuales de aportación de nutrientes, sobre los que se realiza un análisis de la contribución relativa de cada una de las fuentes.

### 4.4.2.1 Cargas de fósforo

En la tabla 4.13 se presentan los estadísticos descriptivos principales de las aportaciones mensuales de fósforo (kg) al embalse, estimadas mediante simulación (la suma se refiere a todo el periodo estudiado). Se trata del total de aportaciones estimadas en el conjunto de las subcuencas analizadas y que se estima alcanzan el embalse.

La aportación anual media de fósforo es 611 kg/mes, es decir unas 7,3 t/año en el periodo estudiado. Sin embargo, la variación intermensual de esos valores es elevada, dado que están afectados por las diferencias hidrológicas y de presiones antrópicas estacionales, por lo que oscilan entre 105 y 1721 kg/mes.

Estadístico	Suma de TP (kg)	Ganadería	Cauces	Escorrentía	Flujo subsuperficial	Vertidos ARU	Baño
No. de observaciones	60	60	60	60	60	60	60
Mínimo	105	0	0	0	4	14	0,000
Máximo	1.721	1.133	0	194	330	82	0,092
1° Cuartil	281	69	0	0	55	16	0,000
Mediana	677	357	0	3	118	28	0,000
3° Cuartil	820	473	0	23	190	40	0,000
Media	611	319	0	18	125	31	0,015
Desviación típica (n-1)	338	250	0	36	78	18	0,035

Tabla 4.13. Estadísticos de aportaciones de fósforo, según las fuentes generadoras (ciclo 2013/15)

En cuanto a la distribución mensual de las cargas (Figura 4.43), se aprecia que la mayor aportación de fósforo es de origen ganadero, exceptuando algunos meses de verano en los que las aguas residuales (ARU) aportan la mayor carga, especialmente en los veranos de 2013 y 2014. Se observa un máximo absoluto en el mes de enero de 2013, asociado a un episodio de intensas lluvias. En algún caso la aportación de la precipitación directa

sobre el embalse adquiere una magnitud superior a la de las aguas residuales. La aportación de las aguas residuales (vertidos ARU) tiene siempre escasa entidad, aunque en los meses de verano adquiere mayor importancia relativa.



Figura 4.43. Aportaciones de fósforo según las fuentes de origen (periodo 2010-2014)

En relación a las aportaciones anuales de fósforo al embalse (figura 4.44), las variaciones son amplias y van desde unas 7 t en los años 2011 y 2012 hasta casi 10 t en 2010. El promedio es de 8 t/año. Se puede apreciar que estas variaciones están asociadas a las precipitaciones, con las que muestran una correlación positiva muy evidente.



Figura 4.44. Aportaciones anuales de fósforo total (kg) y precipitación anual en la cuenca baja





El porcentaje de la aportación de cada fuente generadora de fósforo respecto al total en la cuenca analizada se ha calculado para el promedio de la serie de años estudiada y para el promedio del periodo de estratificación (Figura 4.45). Las diferencias son menores en este último periodo, si acaso se detecta una menor contribución de la carga ganadera, proceso que está vinculado al momento en que se producen los eventos de escorrentía en relación a la deposición de estiércol en el terreno. Esto aporta un factor de protección en la época de mayor propensión del embalse a desarrollar cHABs.

El desglose del promedio de la aportación anual de fósforo por fuentes de aportación (Figura 4.45) refleja que aproximadamente la mitad del fósforo que entra al embalse procede de fuentes ganaderas y que las ARU hacen otro 25%, es decir, solamente el 25% de la carga de fósforo llega con la escorrentía y otros flujos mejores (aguas subterráneas, precipitación directa y erosión de cauces). Teniendo presente el carácter boscoso de la cuenca, sin apenas cultivos, este balance se traduce en que el 75% de la carga procede

de las actividades humanas. Por otro lado, la aportación por precipitación directa, es decir, la debida al fósforo contenido en el agua de lluvia que cae directamente al embalse puede suponer un 10% del total durante el periodo de estratificación, una cantidad que puede resultar significativa en determinados momentos.

### 4.4.2.2 Cargas de nitrógeno

La aportación anual media de fósforo es casi 3.000 kg/mes, es decir unas 36 t/año en el periodo estudiado. La variación intermensual es también notable, con valores que oscilan entre 419 y 11.842 kg/mes.

Estadístico	Suma de TN (kg)	Ganadería	Cauces	Escorrentía	Flujo subsuperficial	Vertidos ARU	Baño
No. de observaciones	60	60	60	60	60	60	60
Mínimo	419	0	3	0	27	237	0
Máximo	11.842	3.089	85	4.704	2.293	1.402	11
1° Cuartil	1.543	191	22	1	377	315	0
Mediana	2.874	1.033	46	60	821	494	0
3° Cuartil	4.029	1.327	58	506	1.323	653	0
Media	2.998	890	41	506	867	552	1
Desviación típica (n-1)	1.995	685	22	964	543	297	4

Tabla 4.14. Resumen de aportaciones de nitrógeno al embalse según las fuentes (ciclo 2013/15)

La distribución mensual de las cargas sigue una pauta similar a la del fósforo, se aprecia que la mayor aportación de fósforo es de origen ganadero, pero en este caso la contribución relativa de la ganadería es menor.



Figura 4.46. Aportaciones de nitrógeno según las fuentes de origen (periodo 2010-2014)

### 4.4.2.3 Escenarios de gestión

En los tres escenarios de gestión diferenciados que se plantean en este proyecto para evaluar su efecto sobre el riesgo de aparición de cHABs, el procedimiento seguido consiste en recalcular las series de entrada al modelo del embalse, según los siguientes supuestos:

i. Situación anterior al Sistema de Saneamiento y Depuración del Alto Duero

Este escenario asume que anteriormente se producía únicamente un tratamiento parcial e incompleto de las aguas residuales. La situación real de la depuración de aguas residuales en aquellos años anteriores a 2011 no es lo bastante conocida, pero se cuenta con las estimaciones de concentraciones y rendimiento que se hicieron para el proyecto de saneamiento a partir de datos de 2008 a 2010 y que ha proporcionado la CHD (Tabla 4.14). Estos valores se aplican retroactivamente a la serie de datos actuales para estimar el escenario previo.

l'abla 4.15. Valores y rendimientos en nutrientes del Plan de Saneamiento del Alto Duero
--

		COVALEDA	DURUELO	ABEJAR	MOLINOS DE DUERO	VINUESA
TN (mg/l)	ENTRADA	31	25	27	27	19
	SALIDA	8	7	8	8	5
	RENDIMIENTO (%)	73	71	71	71	75
TP (mg/l)	ENTRADA	9	9	9	9	5
	SALIDA	1	1	1	1	1
	RENDIMIENTO (%)	89	92	92	92	86

### ii. Extracción masiva de peces

En este caso se trata de evaluar el efecto que podría tener sobre el riesgo de cHABs la pérdida repentina de 120 t de carpas recogidas en la mortandad que aconteció al final del periodo de simulación de 2015, y que por lo tanto fueron físicamente extraídas del embalse. Este suceso de colapso poblacional se puede considerar como un experimento natural a la macroescala del embalse, que permite hacer el ejercicio teórico de contemplarlo como una gran acción de biomanipulación del ecosistema.

Las carpas de las tallas que protagonizaron la mortandad (individuos de unos 50 cm de longitud y de una edad estimada de 5 años), tienen una alimentación omnívora y bentívora, es decir, consumen zoobentos y detritos del fondo. Las zonas de mayor acumulación y producción zoobentónica en este embalse son profundas, especialmente

durante el periodo estival que el nivel del embalse baja constantemente a un ritmo que no permite grandes desarrollos en las zonas litorales. Sin embargo, la distribución de la excreta y de la egesta (que no se ha tenido en cuenta por ser particulada y no tan rápidamente biodisponible para las bacterias y las algas) se produce más aleatoriamente en la columna de agua, lo que tendría un efecto de bucle de reciclaje interno. El escenario de simulación se genera sustrayendo a las entradas la aportación de nutrientes por excreción estimada mediante el submodelo descrito en el apartado 3.5.3. Los valores obtenidos de nutrientes excretados reflejan una clara estacionalidad (Figura 4.46) que responde a la influencia de la temperatura en la actividad metabólica, desde 41 kg/mes de TP en febrero hasta 309 en julio (en TN estos valores son de 310 y 2300 kg/mes, respectivamente). En total, aportarían a la columna de agua 1,6 de TP y 12 t/año de TN, lo que equivaldría respectivamente a un 24% y 39% de las aportaciones externas.





Este supuesto estaría próximo a un límite superior, porque habrá parte de la excreta que se produzca en zonas no accesibles para las algas, pero sirve a los efectos de estimar la magnitud potencial del proceso en el balance general de los nutrientes en el embalse.

### iii. Tratamiento complementario mediante un humedal controlado

Los humedales construidos constan básicamente de una trinchera en el terreno o una serie de ellas con o sin una cubierta impermeable, rellenas de un sustrato, generalmente mineral, que puede ser desde arenas finas hasta gravas y con una lámina de agua que puede permanecer por encima del sustrato (libre) o por debajo de él (sumergida), con flujos de agua verticales u horizontales y con una vegetación de macrófitos acuáticos que puede ser emergente, flotante o sumergida. Además, cuentan con una serie de elementos hidráulicos, como escolleras de reparto, estanques de estabilización previos, tuberías de drenaje internas y canales de distribución de los flujos de inmisión y de emisión. En versiones más complejas pueden llevar sistemas de regulación de flujos y de modificación de la pendiente hidráulica.

Se han realizado unos cálculos de predimensionado siguiendo los procedimientos contenidos en Serrano & Corzo (2008) y Kadlec & Knight (1996), con los que se han obtenido unos rendimientos teóricos del 63% para el TN y del 58% para el TP, con un humedal de 4 ha de superficie. Estos cálculos se han realizado para un caudal de 1300  $m^{3}/d$  y un rango de 600 a 2100  $m^{3}/d$ , que son los valores actuales de vertido de la EDAR de Vinuesa.

PARÁMETRO DE DISEÑO		Nt	Pt
Concentración de influente (mg/l)	Ci	5.4	1.2
Concentración efluente (mg/l)	Ce	2	0.5
Umbral de fondo del humedal (mg/l)	C*	1.5	0.02
Tasa de reacción (m/d)	k	0.08	0.03
Fracción de reducción respecto al objetivo	Fe=1-Ce/Ci	0.63	0.58
Fracción de reducción respecto nivel de fondo	Fb=1-C*/Ci	0.72	0.98
Area requerida en función de la concentración de fondo (m <sup>2</sup> )	A1	32180	43132
Area requerida sin concentración de fondo (m <sup>2</sup> )	A2	15560	41980
Carga orgánica superficial (m <sup>2</sup> )	Cs	1.5	0.0
Concentración en el efluente (mg/l)	C1	2.8	0.5
Área transversal (m <sup>2</sup> )		65	65
Anchura (m)		109	109
Longitud (m)		143	385
RENDIMIENTO (%)		63%	58%

Tabla 4.16. Datos para el predimensionado de un humedal controlado en Vinuesa

Aplicando estos rendimientos a los valores actuales estimados en el vertido, se obtendría una disminución de carga procedente de la EDAR de Vinuesa de unos 1600 kg/año de nitrógeno y 490 kg/año de fósforo, que supondrían respectivamente un 5% y un 7% de la carga externa actual.

En resumen, la situación actual tras la puesta en marcha de los sistemas de depuración de aguas residuales en la cuenca ha supuesto una medida eficaz para reducir la carga de fósforo al embalse, y las acciones complementarias propuestas de biomanipulación mediante reducción del efecto de bombeo de fósforo desde el sedimento al agua que provocan las carpas y de filtrar el vertido de la EDAR de Vinuesa mediante un tratamiento blando terciario tendrían un resultado comparativamente menor en términos de carga de fósforo anual.





4.4.2.4 Concentración normalizada de fósforo en el embalse

Resulta de interés el ejercicio de asignar la carga de fósforo anual al volumen del embalse, es decir, mezclar esa cantidad de fósforo aportada anualmente con el volumen de agua del embalse en el mismo periodo, pero teniendo en cuenta el tiempo que permanece en el mismo y en un supuesto estado estacionario.

Según la expresión propuesta por Vollenweider en el marco del programa de estudios de la eutrofización promovido por la OCDE, la carga de fósforo normalizada con el tiempo de residencia hidráulica (TRH) y con la profundidad media (z) es teóricamente equivalente, en un estado estacionario, a la concentración media de fósforo total en el embalse (Vollenweider & Kerekes, 1980):

$$[P]l=((L(P))/Q_s)/(1+\sqrt{z/Q_s}))$$

Donde,

- [P]l = Concentración normalizada de fósforo en el embalse
- L(P) = Carga o aportación específica de fósforo, es decir, masa de fósforo externa (incluida la precipitación directa) que recibe el lago anualmente, dividida por la superficie del embalse.
- Qs = Aportación hidráulica específica (m/año), equivalente a la aportación hídrica anual (Qi) dividida por la superficie del embalse.

Si se aplica esta expresión a la serie de años simulados, se obtiene una estimación de concentración de fósforo total media en el embalse -[P]l- de unos 22  $\mu$ g\_P/l, aunque se debe tener en cuenta que las fluctuaciones entre años son notables (entre 17 y 30  $\mu$ g\_P/l), porque no solamente depende de la carga total de fósforo sino del tiempo de residencia hidráulica (TRH), que ha variado en esta serie de años entre 329 y 426 días.

Estos cálculos son orientativos (figura 4.49) y no deben tomarse como una estimación de la concentración media real de fósforo en la columna de agua del embalse, sino como una orientación sobre la potencialidad de las acciones de mejora.

En esa estimación, la sedimentación neta de fósforo se incluye solamente de forma parcial, en tanto en cuanto la versión genérica del modelo de Vollenweider aquí aplicada asume una constante de proporcionalidad entre la concentración de fósforo en el lago y la sedimentación neta que es la mitad del valor adoptado para el grupo de "lagos poco profundos y embalses" del trabajo del citado Estudio de la OCDE, grupo en el que se encuadraría el embalse La Cuerda del Pozo.

En consecuencia, cabe pensar que la pérdida neta de fósforo hacia los sedimentos sea superior a la que implícitamente se aplica aquí para estimar la concentración de fósforo en el agua normalizada con el tiempo de residencia hidráulica, lo que implicaría que con este modelo se podría incurrir en sobreestimaciones.



### Figura 4.49. Concentración de fósforo a partir de las cargas para distintos escenarios de gestión

Se debe mencionar también el hecho de que, dado el carácter potencial de la función que relaciona la concentración de fósforo en el embalse con la carga externa en este modelo semiempírico, a medida que descienden las concentraciones la respuesta a cargas menores se atenúa, y esto es también aplicable a los tratamientos de las aguas residuales, es decir, es cada vez proporcionalmente más costoso progresar hacia valores más bajos de concentración de nutrientes y de estado trófico.

# Capítulo 4

# 4.5 Modelado dinámico del embalse y ensayos de gestión

Se ha seguido aquí la recomendación de Makler-Pick et al. (2011) que propone el uso de diferentes aproximaciones para acercarse a una solución de modelado adecuada a cada caso, asumiendo que un único modelo ecosistémico no va a proporcionar predicciones óptimas en todas las variables de interés. El incremento exponencial en la capacidad de computación permite que cada vez se puedan realizar más ensayos diferentes en menos tiempo para resolver estos algoritmos complejos y que manejan una cantidad de datos e iteraciones muy elevada.

En esta línea, se han aplicado en esta investigación dos modelos biogeoquímicos diferentes y que se han descrito en el apartado anterior: CAEDYM y Delft-ECO, acoplados respectivamente a un modelo hidrodinámico 1DV (DYRESM) y a otro 3D (Delft-FLOW).

En la aplicación 1DV se han podido identificar por iteración qué parámetros pueden ser más relevantes y qué respuesta general se presenta bajo diferentes escenarios, porque cada ronda de computación se completa en menos de 15 minutos. Sin embargo, el modelo 3D exige un tiempo de computación en torno a un día para cada iteración y esto condiciona sobremanera las posibilidades de calibración, lo que obliga a recurrir con mayor frecuencia a utilizar valores recomendados para los diferentes parámetros configurables, que se cifran en unos 10 para cada fenotipo de algas (con unos 12 fenotipos definidos) y unos 50 que afectan al resto de variables de estado y flujos.

### 4.5.1 Resultados del modelo 1DV

### 4.5.1.1 Módulo hidrodinámico DYRESM

Los datos de partida son básicamente los mismos que se han descrito en el apartado 3.5.2 en relación al modelo 3D y, aparte de los perfiles iniciales de los diferentes parámetros en la columna de agua, se refieren a la temperatura, precipitación, viento, caudales de entrada (cinco tributarios) y de salida (dos desagües, pero solamente se ha utilizado el intermedio en este periodo).

Se ha simulado la hidrodinámica durante un periodo de 214 días, con un paso de tiempo de una hora y salida diaria de resultados.

Las diferentes rondas de simulación efectuadas se han centrado en variar los parámetros a los que más sensibilidad presenta, fundamentalmente la velocidad del viento, para el

que se generan diferentes contornos, en función de qué estaciones meteorológicas se incluyan, de las diferentes disponibles en el embalse y en el entorno cercano.

Tras la ejecución de los mismos se obtienen perfiles de temperatura a cada paso de tiempo que se comparan con los perfiles de temperatura medidos en campo. Si las diferencias entre la temperatura medida y la modelada son inferiores a un 20% en el error relativo del ajuste, se considera que el modelo reproduce fielmente las características del embalse.

Si se representan los datos reales de los perfiles verticales diarios frente a los obtenidos con este simulador (Figura 4.50), se aprecia a simple vista que el modelo es capaz de reproducir adecuadamente el proceso de estratificación térmica y los rangos de temperatura del embalse.



Figura 4.50. Comparación de la evolución de la estructura térmica real (arriba) y simulada (abajo)

Durante el proceso de calibración ha sido necesario realizar rectificaciones a la baja de la velocidad del viento medida en la estación cercana a la presa, a partir de otras estaciones más alejadas, de lo que se deduce que las condiciones en la zona de presa en realidad son una anomalía local en el conjunto del embalse. Se desprende de estos ensayos de simulación que es necesario disponer de datos de viento en varios puntos del embalse, al menos cuando se trata de embalses con morfologías extendidas y abiertas, como en el caso de Cuerda del Pozo.

### 4.5.1.2 Módulo biogeoquímico CAEDYM

A la hora de establecer los diferentes casos de estudio a considerar en esta fase, se ha partido de un análisis de sensibilidad previo realizado para diversos parámetros mediante ejecuciones sencillas del modelo. De este modo se determinó que los parámetros que más afectan a las variaciones en la concentración de cianobacterias son la tasa de crecimiento máxima (µmax) y el coeficiente de respiración endógena (Kra). De tal manera que si se incrementa µmax y/o se reduce Kra, el aumento de la concentración de cianobacterias es significativo (Mueller, 1987).

Tras computar el modelo los diferentes casos de estudio, se obtuvieron diferentes perfiles de concentración de cianobacterias, que se compararon con los perfiles de cianobacterias medidos en continuo mediante la plataforma autónoma perfiladora, previa transformación de los valores de ficocianinas en  $\mu$ g/l de clorofila *a*, que es la unidad de biomasa que usa el modelo.

Se observa un buen ajuste en el oxígeno disuelto (Figura 4.51), que reproduce fielmente la evolución de déficit hipolimnético, que acaba afectando a toda la columna de agua al final del periodo de estratificación, por efecto de la mezcla de las aguas anóxicas profundas con las capas más superficiales que mantenían el oxígeno disuelto en niveles cercanos a la saturación.
### RESULTADOS



Figura 4.51. Resultado de la simulación de la concentración de oxígeno disuelto (mg/l)

Una vez alcanzada una calibración aceptable del modelo, se procedió a simular los cuatro escenarios descritos en el apartado 4.4.2: I. Actual; II. Anterior a la puesta en marcha de las EDAR; III. Detracción de la biomasa de carpas muertas; y IV. Humedal controlado como sistema de tratamiento terciario del vertido de la EDAR de Vinuesa.

El nitrógeno en forma de nitrato presenta una pauta diferente (Figura 4.52) en las mediciones en continuo y en la simulación. En ambos casos se aprecia un pulso de nitratos a mediados de mayo, que se concentra en el metalimion, pero después se mezcla verticalmente en los registros, pero se estratifica confinándose en capas más profundas en la simulación.

Posteriormente, el patrón de distribución espacial se va asemejando, y en ambos casos se aprecia el efecto del consumo por las cianobacterias y la disminución generalizada final en la columna de agua, relacionada también con la inhibición de la nitrificación y la activación de la desnitrificación en aguas que ya son deficitarias en oxígeno y con carácter reductor en las capas profundas.





Según los resultados de las simulaciones de los diferentes escenarios (Figura 4.53), las cianobacterias desarrollarían un cHAB solamente en el caso II, y apenas se aprecian diferencias entre los otros tres, algo que es congruente con las observaciones realizadas durante el año 2015 y que refuerza la apreciación de que los riesgos de cHAB son significativamente más bajos después de la puesta en marcha de las EDAR.

En todo momento, siguen la misma pauta que los nitratos y fosfatos y su distribución está confinada al epilimnion, comportamiento que puede ser consecuencia de la imposibilidad de reproducir los movimientos verticales en ambos sentidos de las cianobacterias.

## RESULTADOS





Por otro lado, si se compara la distribución de las ficocianinas en el caso I de simulación (situación actual), con los registros obtenidos en la monitorización en continuo durante el año 2015 (Figura 4.54), se puede apreciar que los valores máximos son de magnitud similar (10-12  $\mu$ g/l), pero que en la realidad las cianobacterias se han confinado en aguas de 5 a 7 m de profundidad.

Si se tiene en cuenta que los perfiles se han realizado sistemáticamente en las horas centrales del día y la potencial movilidad vertical de las nostocales, esto podría responder a un efecto fotoinhibidor, es decir, al menos durante el día están evitando las aguas más superficiales en las que todavía penetra la luz solar.

Para trazar y simular este comportamiento se requerirían perfiles más frecuentes a lo largo del día y programar los procesos de desplazamiento vertical bidireccional de las cianobacterias.



Figura 4.54. Registros de las ficocianinas en perfiles verticales diarios (año 2015)

#### 4.5.2 Resultados del modelo 3D

#### 4.5.2.1 Módulo hidrodinámico Delft-FLOW

El ajuste del nivel del embalse entre los datos obtenidos por simulación ("cota simulada") y los facilitados por la estación automática de la red SAIH ("cota real"), presenta desviaciones máximas de 58 cm (Figura 4.55), siempre ligeramente por encima de la que proporciona el modelo.

Este ajuste se puede tomar como un ejercicio de validación de la bondad de las estimaciones de las aportaciones hídricas realizadas con el modelo hidrológico.



Figura 4.55. Comparación entre el nivel de embalse obtenido por simulación y el real

### RESULTADOS

La simulación del régimen térmico ha resultado satisfactoria. Sirva de ejemplo el contraste con los datos reales en la capa de 10 m de profundidad, una de las menos estables por ubicarse con frecuencia en el metalimnion (figura 4.56).

El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de la relación lineal entre ambas temperaturas en dicha capa es 0,97 (significativo con p<0.001).



Figura 4.56. Temperatura simulada y monitorizada a 10 m de profundidad (año 2015)

## CAPÍTULO 4

Los perfiles verticales disponibles en la estación central cercana a la presa permiten establecer una comparación con los resultados de la simulación en el mismo punto (Figura 4.57).

El modelo traza correctamente la forma ortógrada de los perfiles térmicos en la situación de estratificación, y ubica adecuadamente la profundidad del metalimnion. Al final del periodo, se observa en los datos obtenidos por simulación una caída suave de la temperatura en el epilimnion, cuando en la realidad no es tan tendida, es decir, la transferencia vertical de calor es más eficiente en esos metros superficiales que lo que reproduce el modelo, y en el hipolimnion ocurre lo contrario.



Figura 4.57. Comparación de perfiles verticales de temperatura simulados y monitorizados

## RESULTADOS

En una representación (Figura 4.58) en alzado de un corte transversal al embalse en una zona algo más alejada de la presa, pero todavía profunda, se aprecia cómo evoluciona la estratificación térmica a los dos lados de una elevación del terreno entre los meses de mayo y septiembre.

El epilimion se va hundiendo progresivamente y alcanza en julio temperaturas de unos 25°C. La temperatura en el hipolimion está inicialmente en unos 6°C y va subiendo progresivamente e igualándose con las capas superiores.



Figura 4.58. Perfiles transversales de temperatura, obtenidos por simulación

## CAPÍTULO 4

#### 4.5.2.2 Módulo biogeoquímico Delft-ECO

Se han obtenido interesantes resultados en cuanto al transporte y distribución de los nutrientes en el embalse, que ayudan a entender la dinámica de los cHABs. Los nitratos penetran desde el río Duero inicialmente y en menor medida por los ríos Revinuesa y Remonicio.

En esa zona la concentración se eleva a unos 200  $\mu$ g/l y se mantiene en esos valores hasta que los caudales en el verano avanzado son insuficientes para mantenerlos. En esa misma zona se procesa buena parte del nitrógeno inorgánico que entra y eso hace que apenas alcance la zona de presa a ese nivel; es en el mes de julio cuando más se acerca a ella.

Sin embargo, la mineralización de nitrógeno orgánico exógeno y endógeno (generado por las propias algas del fitoplancton) y la nitrificación, que produce nitratos a partir de amonio, constituyen una provisión de nitrógeno que alcanza la zona de presa y explica que allí se detecten concentraciones que las cianobacterias todavía son capaces de utilizar, como se puede apreciar en el gráfico superpuesto en la figura 4.59, que representa la evolución en el tiempo de la concentración de nitratos en la capa 6.



Figura 4.59. Distribución en planta de los nitratos en la capa de 6 m de profundidad

#### RESULTADOS

A partir de mayo se detecta la entrada de nutrientes por el río Ebrillos (cola del embalse más alejada hacia el oeste) y se intensifica su efecto en julio, pero apenas llega a afectar al cuerpo principal de agua.

La simulación de los ortofosfatos presenta una pauta similar (Figura 4.60) pero las diferencias en concentración tienen mayor amplitud. En este caso, se aprecia que en los meses de mayo y junio la mayor aportación se produce por la entrada del río Remonicio (celda situada en el extremo norte de las representaciones). En junio se alcanzan las concentraciones máximas y a partir de junio estas aportaciones se detectan en la zona de presa (gráfico inferior derecha).



Figura 4.60. Distribución en planta de los ortofosfatos en la capa de 6 m de profundidad

## CAPÍTULO 4

En las simulaciones anteriores no se aplica el módulo *BLOOM* (Los, 2009; Los & Wijsman, 2007; Blauw et al., 2009), que simula el crecimiento de las algas en el Delft-ECO, aunque sí que se aplica el módulo de sedimentos. En consecuencia, puede representar la dilución y el transporte de las sustancias.

Los ensayos de calibrado realizados con la dinámica de las cianobacterias en 3D, han servido para mostrar la viabilidad de esta aproximación en futuras investigaciones que partan de los recursos y resultados alcanzados en este trabajo.



Figura 4.61. Concentración de ficocianinas simulada y monitorizada, a 6 m de profundidad

En este trabajo, el uso del modelo 3D se ha restringido a los ensayos de calibrado descritos, porque se requiere un periodo de despliegue de la ciberinfraestructura más prolongado para poder progresar en la calibración y validación de los diferentes módulos del modelo Delft-ECO, especialmente en los puntos más alejados de la presa, antes de aplicarlo a escenarios de gestión.

El alto número de parámetros y la demanda de tiempo de computación cuando se requieren simulaciones horarias, que se han mostrado más realistas que otros pasos de tiempo más largos, son factores también limitantes.

Sin embargo, se han podido contrastar las ventajas que suponen una representación 3D en una masa de agua de estas características, con morfología dendrítica y gran heterogeneidad espacial y se han sentado las bases de futuras investigaciones que pueden utilizar la CI y los hallazgos alcanzados en este proyecto.

DISCUSIÓN

# 5 DISCUSIÓN

# 5.1 Ciberinfraestructuras remotas aplicadas a embalses

Este tipo de herramientas que combinan la sensórica, comunicaciones, técnicas de modelado y gestión de datos y computación, tienen una corta historia en aplicaciones a la ecología acuática, que son aún más escasas en el ámbito de la limnología que en de la oceanografía. En campo de la oceanografía hay una tradición en redes de observación remotas que se extiende más de una década atrás en el tiempo, incluida la cuestión de los HABs (p.e. GEOHAB, 2014), si bien han estado inicialmente más enfocados a la teledetección como herramienta básica.

A pesar de su aún breve recorrido, las ciberinfraestructuras (CIs) ya resultan vitales para incrementar el conocimiento funcional de los procesos críticos de los ecosistemas. Cabe pensar que se ha superado un punto de no retorno en el uso de este tipo de herramientas al servicio de la investigación y de la gestión del estado ecológico de las masas de agua, en una acepción *sensu lato* de estos conceptos que ha puesto en vigor la Directiva Marco del Agua.

En esa línea, se ha construido y puesto en funcionamiento una ciberinfraestructura limnológica en el embalse de La Cuerda del Pozo y en su cuenca de drenaje, que proporciona la información necesaria para alimentar el desarrollo y aplicación de un sistema de alerta temprana de cHABs y de modelos de simulación que permiten contrastar hipótesis, mejorar el conocimiento del funcionamiento de un sistema de alta complejidad como son los hidro-ecosistemas, y ensayar y optimizar medidas de gestión.

Aunque existen antecedentes de aplicaciones parciales de este tipo en lagos y embalses (Duncan, 2005; Weathers, 2013; Rinke, 2013; Ye, 2014; Mainson, 2015) el presente proyecto aporta un desarrollo que en su conjunto tiene escasos precedentes.

En este proyecto se ha desarrollado y mantenido durante cinco años una plataforma perfiladora remota que obtiene información en la zona más profunda del embalse sobre aspectos físico-químicos, químicos y biológicos de la columna de agua, y además desde hace más de un año ya se están monitorizando en continuo los flujos principales de entrada y la biomasa de cianobacterias en otros dos puntos del embalse.

En este periodo se han obtenido más de 100.000 datos sobre 22 variables en la plataforma central y unos 10.000 datos sobre una docena de variables en cada una de las otras estaciones de monitorización, lo que representa un volumen de datos limnológicos de gran entidad.

Se ha podido constatar la trascendencia que tiene no solamente la cantidad sino también la calidad de los datos y las dificultades que implica su curación, especialmente cuando los sensores aplicados no son adecuados y no se mantienen correctamente, y en este campo todavía hay un gran recorrido por hacer (Campbell et al., 2013). Las variaciones en rango bajo son importantes en este tipo de monitorizaciones, en las que no son de aplicación los rangos de trabajo de los dispositivos habituales en otras aplicaciones más enfocadas a la calidad general de las aguas, al control de sistemas de tratamiento o en tramos fluviales alterados. Esto implica que se requieren sensores de alta sensibilidad y estabilidad y también aplicar escrupulosamente los procedimientos de mantenimiento preventivo y correctivo. En la medida en que las ciberinfraestructruras incorporen parámetros y alertas de control del funcionamiento de los dispositivos remotos, este aspecto podrá optimizarse y estas plataformas se irán haciendo más asequibles.

La energía y las comunicaciones son aspectos que se han mostrado como limitantes en determinados periodos, porque estas aplicaciones normalmente se producen en lugares remotos, y pueden generar vacíos relevantes en las series de datos si no se realiza un dimensionado adecuado, que en ocasiones va en contra de la miniaturización de las estructuras desplegadas, a la que debe preceder en el orden de prioridades. Resultan también potencialmente limitantes las prestaciones del sistema para su auto recuperación y su recuperación manual remota (a través de internet).

Los aspectos detectados a lo largo de este periodo de explotación de la CI de Cuerda del Pozo que requieren especial atención e innovaciones a corto plazo son los siguientes:

#### Discusión

- a) Autocalibración de sensores electroquímicos para evitar derivas que introducen sesgos difícilmente rectificables en los datos. Se pueden establecer correcciones retroactivas a partir de series de datos de calibrado, pero las derivas no suelen ser lineales y hay que tener algunas precauciones en el diseño (Helm, 2010; Masson, 2015).
- b) Biocolonización de los sensores (*biofouling*). Es un problema que no tiene una única solución y que está siendo constantemente revisado, porque encarece y dificulta los despliegues, al requerir mecanismos complementarios (Babin et al., 2005; Kotamäki, 2009) que en ocasiones llevan partes móviles (cepillos de limpieza autocontenidos, corrientes de aire, emersiones entre medidas). Las soluciones basadas en protecciones de cobre aportan notables mejorías pero los componentes ópticos requieren elementos adicionales *antifouling*.
- c) No es viable monitorizar directamente todas las variables de interés, y cuando se dispone de datos suficientes contrastados con analíticas de laboratorio, las técnicas quimiométricas ofrecen buenas oportunidades para obtener nuevas variables a partir de las que sí se monitorizan. Una estrategia eficaz para reforzar estas posibilidades es utilizar determinados sensores durante un tiempo limitado y mantener un juego básico de ellos indefinidamente en una monitorización a largo plazo, una vez se han parametrizado las funciones quimiométricas adecuadamente. Esto tiene la limitación de requerir un recalibrado cuando las condiciones ambientales de contorno se modifican sustancialmente. No obstante, esto es especialmente recomendable para variables esquivas en una sensorización primaria a largo plazo, como es el caso de los macronutrientes, que son cruciales en materia de eutrofización y HABs. En concreto la monitorización del fósforo en aguas naturales es un reto tecnológico y, aunque se ha trabajado en soluciones electroquímicas y ópticas (Warwick, 2013) actualmente no hay una alternativa estable a los métodos colorimétricos, que permiten una adaptación para monitorización in situ mediante técnicas de microfluídica (Nightingale et al., 2015).

## 5.2 Aspectos limnológicos

#### 5.2.1 Tributarios

Los registros en continuo en los ríos Duero y Remonicio han permitido trazar la amplitud de los valores de temperatura, conductividad y oxígeno disuelto, que presentan notables variaciones en el ciclo anual y también en el diario. Las oscilaciones térmicas gobiernan

el metabolismo del río, que a su vez tiene consecuencias en el procesado interno de los nutrientes y en la cantidad y forma en que alcanzan el embalse. Este tipo de datos aportan condiciones de contorno para el modelado del embalse, pero también son puntos de calibrado de los modelos hidrológicos y de nutrientes en la cuenca. Por ello, se ha llegado a la conclusión de que en este tipo de estudios resultaría altamente eficaz desplegar en diferentes tramos de los ríos tributarios un mayor número de sensores de nivel del agua, temperatura y conductividad, no necesariamente telemetrizados.

El ciclo de mediciones realizadas en los 2010/11 incluyó las fracciones principales de los macronutrientes (C, N, P y Si) y se ha demostrado que tanto la concentración total como la composición de las diferentes fracciones varía significativamente entre las subcuencas de análisis, y también en diferentes momentos del ciclo estacional dentro de un mismo tramo.

Esto es más acusado aún en los tramos que reciben vertidos de aguas residuales (ríos Duero y Remonicio a su entrada en el embalse) y en aquellos que tienen actividad ganadera en sus cercanías. Los valores absolutos más altos de N y P se registran en los primeros, pero la fracción orgánica está en mayor proporción en las aguas afectadas por residuos ganaderos (río Ebrillos).

Durante este tiempo han evolucionado las técnicas analíticas y la aplicación de análisis de isótopos estables como etiquetas inherentes en el N y P en este tipo de programas de muestreo. De hecho, ya se ha demostrado su capacidad diferenciadora, tanto en situaciones de aguas altas como bajas, de aguas residuales (parcialmente desnitrificadas), fuentes agropecuarias de nitratos y fuentes agrícolas de fosfatos (Gooddy et al., 2016). Este tipo de análisis contribuiría notablemente a atribuir de forma directa la procedencia de los nutrientes en las muestras.

Este ciclo de mediciones, junto a las realizadas en los años 2013 a 2015, que se centraron en el fósforo y en las formas inorgánicas del nitrógeno, han permitido también aproximar las concentraciones basales de nutrientes en los tramos poco afectados por actividades humanas, entre los que destaca el río Revinuesa. Las concentraciones de fósforo en niveles de fondo o basales pueden bajar hasta 3  $\mu$ g/l y normalmente están por debajo de 50  $\mu$ g/l, lo cual tiene importantes implicaciones en los métodos analíticos a utilizar en este tipo de programas. Muchas de estas muestras están por debajo de los rangos de trabajo habituales de los laboratorios de análisis de calidad de las aguas y normalmente no son acreditables mediante procedimientos estándar.

#### Discusión

En este caso de aplicación tiene especial relevancia la composición natural de la materia orgánica, que presenta un alto contenido en formas refractarias a la degradación procedentes de los detritos vegetales de los extensos pinares que cubren gran parte de la cuenca. Se presentan concentraciones elevadas de ácidos húmicos que dan una coloración pardusca amarillenta a las aguas, algo que se ha observado especialmente en el río Ebrillos y que se refleja en los valores elevados de carbono orgánico disuelto (en invierno, alcanzaron en este tramo valores de 9 mg\_C/l). La presencia de este tipo de compuestos indica que la materia orgánica de origen natural que entra en el embalse es poco biodisponible para los productores primarios y además puede tener implicaciones en la dinámica de los fosfatos a través de la capacidad de estas moléculas para secuestrar hierro (Weng et al., 2012).

Los muestreos y analíticas realizadas en los tributarios han permitido no solamente repartir entre las distintas fracciones las sustancias que requieren como entrada los modelos biogeoquímicos del embalse, sino también transformar las variables monitorizadas directamente en el río Duero y en el Remonicio, en otras variables requeridas. Es destacable el interesante resultado de esta combinación de registros de muy alta frecuencia (quinceminutales) con análisis discrecionales de laboratorio que ha permitido trazar la carga diaria del vertido de las EDARs -que son sistemas de vertido discontinuo- y la carga de fondo del río. Como información de contraste para este tipo de métodos, podrían estar indicadas las técnicas automáticas de muestreo integrado, como los dispositivos automuestreadores o los sensores pasivos (Knutsson et al., 2013), que no serían sustitutivos porque requieren la recogida y análisis en laboratorio de la muestra.

#### 5.2.2 Embalse

La monitorización continuada y parametrización de la estructura térmica de la columna de agua ha puesto de relevancia aspectos que pueden tener implicaciones en la gestión limnológica de los embalses. Aunque se da un ciclo típico de un embalse monomíctico que se estratifica a mediados de abril y se mezcla completamente a finales de octubre o incluso ya en noviembre, durante el invierno hay situaciones de estratificación inversa. También se detectan algunos años crecimientos de fitoplancton en invierno, con valores de clorofila *a* que superan el umbral mínimo de eutrofia, de lo que se deduce la recomendación de tener presente este periodo en los programas de estudio y gestión de la eutrofización y del potencial ecológico.

175

En la parametrización de los perfiles se aprecia que el espesor de la zona metalimética tiene varios metros y representa una fracción significativa de la columna de agua que no debería excluirse de los programas de muestreo clásicos.

Las concentraciones de nutrientes son bajas en este embalse, pero suficientes para promover cHABs, como se ha visto a lo largo de la monitorización continuada en estos cinco años.

Tiene interés detenerse en las formas biodisponibles del N y del P. En el primer caso, se refieren al nitrógeno inorgánico disuelto, mayoritariamente compuesto por nitratos y amonio. Es en los meses de junio, septiembre y octubre cuando sus niveles son más bajos y pueden ser limitantes. La biodisponibilidad del nitrógeno es menor en el cuerpo sur del embalse, avenado por los ríos Ebrillos y Dehesa, lo que viene reforzar la observación de una elevada proporción de materia orgánica refractaria en esos ríos y un efecto de contención en la respuesta a corto plazo del fitoplancton del embalse.

En el caso del fósforo, la forma reactiva soluble (SRP) es prácticamente indetectable y el fósforo disuelto total (TDP) alcanza un máximo de 10  $\mu$ g/l. En el sedimento fino que está sometido a condiciones de anoxia hipolimnética, casi la mitad del fósforo está en forma biodisponible, lo que indica un alto potencial de recarga interna que se evidencia en el incremento de los valores de fósforo en el hipolimnion.

Aunque inicialmente este fósforo no es accesible para el crecimiento del fitoplancton debido al teórico aislamiento entre capas limnéticas durante el periodo de estratificación, en realidad existen varios mecanismos por los que se pueden producir "inyecciones" de fósforo a la zona fótica, tanto por procesos turbulentos y de secas internas en el metalimnion (p.e. Preusse et al., 2010), como por migraciones biológicas verticales de los peces, pero también de las propias cianobacterias. En consecuencia, debería revisarse este concepto vigente en gestión de embalses de que la recarga interna de fósforo desde los sedimentos no es relevante para la eutrofización cuando los tiempos de residencia hidráulica son inferiores a un año.

La controversia acerca de los factores que efectivamente controlan en cada momento el crecimiento fitoplanctónico tiene un largo recorrido en la limnología y no está en absoluto resuelta. Los procesos son altamente dinámicos y por ello presenta grandes dificultades separar la causa del efecto a partir de muestras de nutrientes en el agua; además, cada especie y condición fisiológica (adaptaciones fenotípicas) varía su afinidad por las

## DISCUSIÓN

distintas formas de nutrientes en función de las concentraciones en el entorno (Shen & Song, 2007), y en el caso del fósforo no hay una correspondencia clara entre variables analíticas concretas y formas bioasimilables de forma cuasi-inmediata. Incluso hay especies de cianobacterias que pueden utilizar el nitrógeno atmosférico como fuente, sorteando así un eventual periodo de limitación por nitrógeno disuelto. También se han descrito actividades de exopolimerasas que facilitan la digestión de determinadas moléculas orgánicas (Likens, 2010). El cuadro se complica por la capacidad de algunas especies (frecuente entre las cianobacterias) de almacenar fósforo intracelularmente y utilizarlo cuando no está disponible en el entorno, lo que permite desvincular transitoriamente su crecimiento de la cantidad de nutrientes en el agua.

Aunque tradicionalmente se ha pretendido predecir la respuesta del fitoplancton a la aportación de nutrientes mediante bioensayos (Levine, 1999), su extrapolación a las condiciones naturales ha distado de ser realista (Kolzau, 2014), debido a interacciones entre especies y con los sedimentos, entre otras carencias. Estos ensayos posteriormente se han extendido a mesocosmos experimentales e incluso a lagos completos, pero dada la complejidad que tienen, se ha recurrido habitualmente a predecir el nutriente limitante a partir de la estequiometría teórica del alga (Redfield, 1958) o la composición del agua, es decir de los ratios N/P.

No obstante, estos ratios solamente indican deficiencia de un nutriente (que es lo que se persigue conseguir en los programas correctores de la eutrofización) cuando su concentración es efectivamente limitante, y estos valores limitantes están también sujetos a controversia (Reynolds, 2006; Maberly et al. 2002; Kolzau, 2014). Además, hay que tener en cuenta otros factores de potencial limitación del crecimiento, que habitualmente son la luz, o la sílice en el caso de algunos grupos de algas como las diatomeas.

En cuanto a los ratios, hay varios trabajos (Bergström, 2010, Klausmeier et al., 2004), que concluyen que el ratio N:P de Redfield no es en absoluto un óptimo bioquímico universal y vendría a representar un promedio de una serie de ratios específicos de la especie. Hay autores que recomiendan utilizar el nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) como forma de N en el ratio N:P (Håkanson et al., 2007; Bergström, 2010).

En definitiva, se puede partir de un ratio másico de 7 según Redfield, pero los distintos autores apuntan a un valor efectivamente más alto de TN:TP (entre 16 y 20, o 2,2 y 2,8 para el ratio DIN:TP), cuando hay limitación por luz, N o P. Por debajo de esos valores

el crecimiento del fitoplancton pasaría de estar limitado por fósforo a estarlo por nitrógeno.

También se ha propuesto (Smith, 1983) un ratio TN:TP de 22 como umbral por debajo del cual se favorece el crecimiento de las cianobacterias, arguyendo que independientemente de la capacidad fijadora de nitrógeno atmosférico que tienen algunas especies, compiten mejor por el nitrógeno en general mejor que el resto de grupos.

La sucesión del fitoplancton en primavera y verano suele estar condicionada por las diatomeas, que inician de primavera (pennadas) producen una depleción de sílice mayor que las de verano (céntricas). Algunas observaciones permiten inferir que un ratio Si/P inferior a 93 resulta decisivo para que la competición entre *Asterionella* y *Microcystis* resulte favorable a esta última (Holm & Armstrong, 1981) y hay que destacar que este último género de cianobacteria ha aparecido con cierto protagonismo en el año 2014 en el embalse de Cuerda del Pozo.

Entre las observaciones realizadas sobre las cianobacterias desde el año 2010, se ha apreciado en los años 2014 y 2015 un cambio de dominancia de las nostocales (*Dolichospermum* y *Aphanizomenon*), capaces de fijar nitrógeno, y las coloniales (*Microcystis*, *Woronichinia*), que no lo son. Esta transición se ha producido en la zona de Vinuesa, porque el resto del embalse no presenta valores propios de un cHAB desde el año 2013, e indica que se incrementan localmente las concentraciones de fósforo y también el ratio N:P, como consecuencia de la menor circulación de agua cuando coinciden caudales bajos de estiaje con niveles bajos de embalse (los mínimos se producen en octubre), y también del cambio en la relación N:P que supone el tratamiento de las aguas residuales porque el rendimiento de este tipo de tratamientos es más alto con el fósforo que con el nitrógeno.

Como ya se ha mencionado anteriormente, las formas del carbono orgánico que entran en el embalse introducen un factor adicional que se debería tener en cuenta, en la medida en que condiciona el bucle microbiano del bacterioplancton, pues modula la mineralización de los nutrientes y su biodisponibilidad (Berggren et al., 2015). Actualmente el paradigma del nutriente limitante se ha abandonado en favor del concepto de co-limitación, que contempla la influencia combinada del N, P y otros (Sterner, 2008; Harpole et al., 2011).

#### Discusión

Estas disquisiciones proporcionan una idea de la complejidad que encierra comprender la dinámica de estos ecosistemas con resoluciones subestacionales, y hace imprescindible recurrir a técnicas combinadas de observación multifactorial de alta frecuencia, experimentación *in situ* y técnicas de tratamiento de información masiva (*big data*) y simulación, es decir, en CIs y modelos de diferente tipo, en la línea propuesta en este trabajo.

#### 5.2.3 Evolución de los cHABs y posibles mecanismos

Durante los cinco años controlados se han desarrollado dos proliferaciones de cianobacterias o cHABs, protagonizadas por especies distintas. La primera y más intensa fue en septiembre/octubre del año 2010, tuvo una duración de un mes aproximadamente y se sobrepasó durante ese periodo el umbral de Alerta II, es decir de 20 µg/l de ficocianinas, equivalente a un biovolumen de cianobacterias de 10 mm<sup>3</sup>/l; se alcanzaron máximos superiores a 40 µg/l de ficocianinas. Esta proliferación llegó a afectar a todo el embalse, aunque los niveles más altos se dieron en la zona por la que ingresan los ríos Duero y Revinuesa, algo que ha sido una constante en todos los años de seguimiento. En ese año no funcionaba aún el sistema de Saneamiento del Alto Duero, al menos no a pleno rendimiento, y las especies que dominaron pertenecían al orden de las nostocales y eran potenciales fijadoras de nitrógeno. Las condiciones de luz y temperatura eran propias del verano tardío, en un rango de 18 a 21 °C y el espesor de la zona fótica estaba en torno a 4 m, que supone aproximadamente una transparencia de Secchi de 1,5 m.

El cHAB de 2013 fue más tardío (octubre/noviembre) y de menor magnitud (máximo de 20  $\mu$ g/l), con temperaturas más bajas del agua superficial (entre 13 y 15°C) y transparencia de 2,5 m. También dominaron las nostocales capaces de fijar nitrógeno, aunque se trata de una especie diferente, en este caso no tóxica, y hubo mayor proporción de cianobacterias coloniales.

Por último, se produjo un cHAB en 2014 confinado a la zona de cola del embalse en su brazo norte (frente a la localidad de Vinuesa) y protagonizado por una especie colonial potencialmente tóxica, como ya se ha mencionado anteriormente. En esta zona aún no se tenían registros en continuo por lo que no se tiene información sobre su duración y condiciones ambientales de su desarrollo, pero en los muestreos realizados a finales de septiembre se registraron valores de casi 60  $\mu$ g/l de ficocianinas.

La primera observación relevante es que estas cianobacterias están desarrollando sus máximos poblacionales a temperaturas teóricamente subóptimas, que se sitúan en 25 a 30 °C (Griffin et al., 2001; Robarts and Zohary, 1987), cuando se dan anteriormente durante el verano temperaturas más cercanas al óptimo. Puesto que no hay desarrollos poblacionales fitoplanctónicos de entidad que antecedan a estos cHABs, se deduce que la limitación procede de otras variables diferentes a la temperatura y la competencia directa con otros grupos.





Las concentraciones de fósforo biodisponible estuvieron siempre en concentraciones muy bajas y teóricamente limitantes, pero ya era así antes del cHAB. Las concentraciones de nitrógeno durante el cHAB de 2010 estuvieron en el rango 100 a 200  $\mu$ g/l, que algunos autores ya consideran potencialmente limitantes. En la fase descendente del cHAB ya eran limitantes, pero esto es consecuencia evidente de su consumo por las propias cianobacterias. Es posible que reforzaran su abastecimiento de nitrógeno durante la proliferación mediante la fijación de nitrógeno atmosférico (N2), y esto ayudara a mantenerla, así que en principio el fósforo podría estar limitando o co-limitando la producción primaria. Sin embargo, las cianobacterias tienen mecanismos que les permiten utilizar el fósforo de capas más profundas (ver más adelante).

En el cHAB de 2013 se aprecia una diferencia en los registros de nitratos en continuo respecto a los otros años de la serie para los que se dispone de estos datos (Figura 5.2.). En los meses de agosto y septiembre los niveles de partida son más altos, incluso en la fase ascendente del cHAB, y durante su desarrollo se va produciendo una depleción progresiva de nitratos. A pesar de que la especie que proliferó ese año era potencial fijadora de N2, el origen del cHAB está en unos niveles previos no limitantes para este tipo de

### DISCUSIÓN





Figura 5.2. Registros continuados de nitratos en el embalse (periodo 2011-2014)

En el año 2014 se produjo un cHAB confinado a la zona de cola del embalse, pero en esta ocasión estaba dominado por *Microcystis novacekii*, que tiene requerimientos más altos de fósforo y no es fijadora de nitrógeno.

En resumen, los cHABs en el embalse se producen a partir de concentraciones bajas de nutrientes, que resultan limitantes para el resto de los grupos algales, pero que la especial fisiología y mecanismos adaptativos de las cianobacterias permiten sortear en determinados momentos. En este contexto de co-limitación de la producción primaria por N y P, existe un delicado equilibrio en el ratio N:P, que puede verse afectado por la fijación de N2 cuando se produce un cHAB de nostocales, lo que contribuiría a sostenerlo en el tiempo. Parece que a partir de unas condiciones previas de cierta concentración de N y P en los meses de verano, limitantes para otros grupos, las cianobacterias nostocales son capaces de autoestimular su crecimiento a través de mecanismos que incrementan la disponibilidad de nutrientes en su entorno, en un proceso de retroalimentación positiva.

Esto resulta coherente con algunas investigaciones recientes (Cottingham et al., 2015), que han puesto de relieve el papel de las cianobacterias como retroalimentadores positivos de la eutrofización, porque facilitan el reciclaje interno de nutrientes en el ecosistema a través de diferentes mecanismos, como la fijación de nitrógeno atmosférico, las migraciones diarias a zonas hipolimnéticas en las que hay fósforo abundante o las interacciones con el sedimento que permiten utilizar reservas de fósforo ligadas al mismo. Los tres

mecanismos primarios por los que las cianobacterias pueden afectar al reciclaje de fósforo (Figura 5.3) son los siguientes: (1) Invernan en los sedimentos accediendo al P asociado a ellos y luego lo transportan hacia arriba durante el reclutamiento estacional; (2) se hunden hacia el hipolimnion, adquieren P, y luego se trasladan otra vez a la superficie durante las migraciones verticales diarias; y (3) las cianobacterias bénticas facilitan la liberación de P desde los sedimentos.



Figura 5.3. Mecanismos de las cianobacterias que intervienen en el reciclaje interno de fósforo. Tomado de Cottingham (2015)

Es indudable que el pastoreo por parte del zooplancton (o su ausencia) tiene que jugar un papel en las fases preliminares del cHAB y sería del máximo interés obtener datos con suficiente resolución sobre este elemento biológico. El zooplancton podría tener también un efecto ventajoso para las cianobacterias, en el caso en que se produzca una selección preferente de otros grupos algales, con los que puedan entrar en competencia por los recursos.

En este contexto de frágiles equilibrios entre macronutrientes cabría también considerar el posible papel del hierro en el desarrollo del cHAB dominado por *Microcystis novacekii* (Li et al., 2009).

Un ejercicio que puede resultar interesante para entender las prestaciones de un sistema de monitorización continuada frente a los seguimientos tradicionales (2 a 4 muestreos por año) en el contexto de la DMA, es comparar sus resultados en el embalse de La Cuerda del Pozo durante últimos años de control (Figura 5.4).

Se puede apreciar que en ninguno de los dos años en los que hubo cHABs se detectó mediante el protocolo de seguimiento tradicional y que en todos los años los valores máximos y promedio (excepto en 2012) son muy superiores cuando se utilizan los datos

## DISCUSIÓN

de monitorización en continuo. La estimación del estado trófico en el año 2010 según esos resultados sería de eutrofia según la monitorización continuada y de mesotrofia según los muestreos tradicionales.

En el año 2014, tampoco se detectó el cHAB, que en esa ocasión quedó confinado a la zona de cola del embalse, como se muestra en la fotografía de la figura 5.4.



Figura 5.4. Monitorización continuada frente a muestreos discretos en la detección de cHABs

No se debe colegir de estos resultados que los programas de seguimiento del estado/potencial ecológico de las masas de agua superficiales en aplicación de la DMA deben ser sustituidos por este tipo de aproximación, sino que tienen ámbitos diferentes de aplicación. Cuando se pretende gestionar el problema de la eutrofización en una masa de agua, no basta con los controles tradicionales para optimizar las acciones, ni para conocer con la suficiente sensibilidad la respuesta del ecosistema, descontando la variabilidad natural que está implícita en los datos.

## Modelado dinámico del hidro-ecosistema

En ecología en general, y en limnología de sistemas leníticos en particular, se reconoce que los modelos bien validados y suficientemente exactos son capaces de proporcionar información y perspectivas sobre el comportamiento de los ecosistemas, que son sistemas altamente dinámicos (Jørgensen, 1986; Jørgensen & Bendoricchio, 2001; Gillman, 2007; Jørgensen, 2008; Jørgensen, 2010; Evans et al., 2012; Janssen et al., 2015).

Las técnicas de modelado matemático se llevan aplicando a los ecosistemas lacustres (Mooij et al., 2010; Menshutkin et al., 2014) y a la dinámica de las cianobacterias (Guven & Howard, 2006) desde hace décadas.

Desde el punto de vista de la gestión de los cHABs, los organismos gubernamentales y la industria del agua han reconocido ampliamente el uso de modelos matemáticos adecuadamente validados para simular el origen, crecimiento y tratamiento de este problema ambiental, y figura como una alternativa adecuada para la evaluación y consecución del buen estado ecológico en la Directiva Marco del Agua, que ya se ha aplicado a lagos (p.e. Trolle et al., 2008).

Las aproximaciones de modelado matemático son diversas y múltiples. Aparte de otros criterios de clasificación, el tipo de metodología aplicada diferencia de entrada entre modelos deterministas y heurísticos como las redes neuronales artificiales. Se ha optado aquí por la primera vía, que permite relacionar los resultados de la simulación con variables, relaciones y procesos que explícitamente pretenden reproducir aquellos que constituyen la realidad física, química y biológica del ecosistema.

Esto tiene la ventaja de que puede facilitar la comprensión de lo que se observa y su extrapolación a otros casos y contextos, pero sin olvidar que no es necesariamente la estrategia más eficiente y exacta para la predicción de cHABs. A pesar de que la complejidad de las relaciones entre los numerosos componentes de los ecosistemas acuáticos es muy alta, los modelos matemáticos mecanicistas con ecuaciones basadas en procesos siempre serán necesarios para interpretar el comportamiento del crecimiento y los mecanismos de transporte de las algas.

En consecuencia, en este proyecto se ha recurrido al modelado mecanicista del ecosistema del embalse con el objetivo de valorar su potencialidad como herramienta de análisis y gestión de los cHABs, aprovechando el despliegue de una ciberinfraestructura, que se encuentra en una fase inicial pero que irá generando nuevos datos para calibrar y validar los modelos. Esta CI permitirá extender los procesos simulados, a partir de experimentaciones y contrastes de hipótesis *in situ* sobre aspectos y elementos parciales del ecosistema.

Se han utilizado dos herramientas (1DV y 3D) contrastadas y validadas y que tienen amplia aceptación en el mundo científico y de la gestión como simuladores de ecosistemas acuáticos y de lagos y embalses.

#### DISCUSIÓN

Los modelos DYRESM-CAEDYM se han aplicado a este tipo de ecosistemas en numerosas ocasiones de forma exitosa, reproduciendo adecuadamente procesos típicos de sistemas acuáticos como, por ejemplo, la interacción entre nutrientes y fitoplancton (Corral et al., 2004, Xingyong et al., 2009, Tanentzap et al., 2007). Además, permite su utilización en masas de agua con diferentes características, como por ejemplo el Lago Kinneret (Israel, lago medio monomíctico) (Gal et al., 2002), el Lago Chaohu (China) (Xingyong et al., 2009) o el embalse de Sau en España (Han et al., 1999).

Por otro lado, el sistema de modelado hidrodinámico en 3D de Delft-FLOW y el modelo biogeoquímico integrado en Delft-ECO que se acopla al anterior, tienen un largo recorrido en la simulación de masas de agua de diferente tipo, incluyendo embalses (Smits, 2007; Smits & van Beek, 2013; Menshutkin et al., 2014).

Los resultados obtenidos muestran en ambos casos un ajuste razonable en los aspectos físicos (hidrodinámica y régimen térmico), que resultan altamente dependientes de la representatividad de los datos que describen las condiciones de contorno. Lo que se ha mostrado como un verdadero reto es conseguir esa información, porque las estaciones normalmente disponibles meteorológicas y de control hidrológico no son suficientes, especialmente en las variables relacionadas con el viento en la superficie del embalse y la radiación de onda corta y en el PAR.

Ambos sistemas de modelado reproducen correctamente la estratificación vertical, pese a que son dos aproximaciones distintas. Un caso (DYRESM) es un modelo lagrangiano de capas que se redefinen en cada paso de simulación, y en el otro (Delft3D) es un modelo de capas fijas (*Z-model*) que tienen un espesor constante, independientemente de la profundidad.

La alta demanda de computación del modelo 3D supone una limitación de tiempo que podría aligerarse si el programa se ejecutara en paralelo, lo cual aún no es posible en el modo Z, aunque sí en el modo sigma, pero este último no es indicado para hidrodinámicas en las que la dimensión vertical es tan importante como en lagos y embalses.

En lo que se refiere a la hidrología, resulta crítico disponer de información suficiente y adecuada para reproducir fielmente las aportaciones hídricas de los diferentes tributarios. No conviene dar por sentado que ese tipo de información va a estar disponible con la resolución espacio-temporal necesaria, y los modelos hidrodinámicos del embalse son

lógicamente muy sensibles a esas condiciones de contorno, pero también lo son los modelos del ecosistema.

En cuanto al modelado del ecosistema, el sistema 1DV utilizado ha resultado altamente eficiente para plantear escenarios de gestión que discriminen situaciones comparadas de riesgo de cHABs. Su exactitud en los niveles de nutrientes y en el desarrollo de proliferaciones algales, así como en la sucesión estacional de los grupos dominantes, se ha mostrado adecuada para estos fines.

Sin embargo, los gradientes espaciales en la dimensión horizontal son muy relevantes, hasta el punto de que se han producido cHABs en determinadas zonas que apenas se han detectado en la zona de presa, y en este aspecto se hace necesario recurrir a un modelo 3D. Pero disponer de una aplicación calibrada de este modelo presenta mayores dificultades y requiere datos suficientes en diferentes puntos del embalse, horizonte que se alcanzará cuando la CI lleve más tiempo de despliegue.

En general, el uso del modelo 3D se ha restringido a los ensayos de calibrado descritos, porque se requiere un periodo de despliegue de la ciberinfraestructura más prolongado para poder progresar en la calibración y validación de los diferentes módulos del modelo Delft-ECO, especialmente en los puntos más alejados de la presa, antes de aplicarlo a escenarios de gestión.

El alto número de parámetros y la demanda de tiempo de computación cuando se requieren simulaciones horarias, que se han mostrado más realistas que otros pasos de tiempo más largos, son factores también limitantes.

Sin embargo, se han podido contrastar las ventajas que suponen una representación 3D en una masa de agua de estas características, con morfología dendrítica y gran heterogeneidad espacial y se han sentado las bases de futuras investigaciones que pueden utilizar la CI y los hallazgos alcanzados en este proyecto.

## 5.3 Repercusiones en la gestión de los cHAB y eutrofización

Los ensayos de simulación desarrollados en este proyecto, junto con la interpretación de la información proporcionada por la monitorización, han proporcionado un conocimiento interesante sobre los cHABs y sus posibles causas.

### DISCUSIÓN

Indican los resultados obtenidos que el riesgo de cHAB generalizado ha descendido drásticamente desde que se puso en marcha el sistema de tratamiento, pero que en las condiciones hidrológicas de 2015 no se haya producido, no se debe tomar como una situación definitiva.

Como se ha visto, la variabilidad hidrológica natural determina la carga de nutrientes que realmente llega al embalse, y lo que es más importante aún, en qué momento. Si se producen escorrentías durante el periodo de crecimiento de las algas, se incrementarán los aportes ganaderos y también los urbanos, debido a que los sistemas de saneamiento son unitarios y si se sobrepasa la capacidad de admisión de la EDAR, parte de las aguas residuales irán directamente al cauce sin pasar por los sistemas de tratamiento.

Hay también momentos críticos en los que el ganado está más próximo al embalse y otros en los que se acumula estiércol en los escasos prados cercanos a Vinuesa, y las escorrentías en esos periodos podrían desencadenar el desarrollo de las cianobacterias. En todo caso, son procesos que estarían más probablemente confinados a determinadas zonas, especialmente en la cola del brazo norte, pero difícilmente tendrían un carácter generalizado en el embalse, como ocurrió en años anteriores a la puesta en marcha de las EDAR.

El papel de las medidas complementarias ensayadas no se limita a su incidencia en el riesgo general de cHAB, sino que tiene otras implicaciones que hacen muy recomendable su puesta en marcha. El manejo de los peces en el ecosistema podría tener un efecto de oligotrofización general a largo plazo, no solamente a través del mecanismo evaluado en este proyecto, sino también por la presión que otras especies de pequeña talla puedan ejercer sobre el zooplancton, como el alburno (*Alburnus alburnus*), especie recientemente introducida en el embalse. Esto podría provocar a su vez modificaciones en el control que ejerce el pastoreo del zooplancton herbívoro sobre las cianobacterias y sobre otras algas (Figura 5.5).

Para enfocar la mejor estrategia en este ámbito sería necesario estudiar y acoplar al sistema de simulación la dinámica trófica de la ictiocenosis (Tillman, 2008; Dalyander & Cerco, 2010) y del zooplancton del embalse, es decir, de los componentes que pueden ejercer un control de tipo "*top-down*" (Keeler et al., 2015) sobre el fitoplancton.

Por otro lado, un sistema blando de depuración terciaria permitiría filtrar los picos de carga de nutriente en situaciones de alta escorrentía, cuando no pasan por los sistemas

de tratamiento de la EDAR, tendría un papel relevante como amortiguador de picos en la respuesta inmediata de las cianobacterias a esas situaciones, pero también en la carga anual de nutrientes que recibe el embalse.



Figura 5.5. Red alimentaria en el embalse La Cuerda del Pozo en el periodo estival (Monteoliva & Muñoz, 2000)

CONCLUSIONES

# 6 CONCLUSIONES GENERALES

A lo largo de los últimos cinco años se ha diseñado, desplegado, puesto en explotación y mantenido una ciberinfraestructura remota que proporciona nuevas posibilidades para investigar, conocer y gestionar la eutrofización y el riesgo de cHABs en el embalse de La Cuerda del Pozo (Soria).

Esta "e-plataforma" está basada en redes de sensores de última generación (alta resolución espacio-temporal) y habilita nuevas posibilidades para la captura funcional de los procesos y variables determinantes en la eutrofización y en el riesgo de proliferaciones de cianobacterias (cHABs). En definitiva, contribuirá a avanzar hacia una gestión optimizada y adaptativa de un problema ambiental extendido y que presenta en algunos ámbitos una tendencia negativa.

Es también una infraestructura que incrementa notablemente las posibilidades de investigación en este campo, al proporcionar una avalancha de datos de alta frecuencia en múltiples aspectos del ecosistema y permitir la organización de experimentos remotos a escala de embalse o incluso en mesocosmos (espacios contenidos de experimentación sometidos a las mismas condiciones ambientales que el ecosistema objeto de estudio). Es además un sistema capaz de crecer con otros proyectos de investigación que implementen nuevas funcionalidades, y que se beneficien de los avances que se están produciendo constantemente en las capacidades de monitorización *in situ*.

Su carácter demostrativo es otro aspecto relevante que ha quedado demostrado en este proyecto, vislumbrándose su aplicación en casos sometidos a un riesgo ambiental significativo. A partir de esta experiencia, se han podido comprender nuevas formas de optimizar los recursos, como convertir una aplicación por fases en una monitorización de alto rendimiento a largo plazo, con un coste ínfimo por unidad de información. Esto se podría conseguir utilizando durante un periodo de tiempo limitado plataformas autónomas móviles y portátiles (fácilmente transportables de una masa de agua a otra), que

## CAPÍTULO 6

dispongan de una dotación completa de dispositivos de monitorización. Una vez calibrados los sistemas de alerta y simulación, bastaría con mantener plataformas simplificadas en puntos críticos que capturen las condiciones de contorno y el comportamiento dinámico de las variables clave. Una estrategia de este tipoo reduciría los costes de inversión, haciendo aún más competitivas este tipo de soluciones.

La combinación de información de alta frecuencia con muestreos y análisis de aguas, sedimentos y fitoplancton, ha permitido alimentar diferentes modelos de simulación dinámica de hidrología de la cuenca, la carga de nutrientes y del ecosistema del embalse, incluyendo su hidrodinámica.

Estos trabajos también han servido para desarrollar, calibrar y aplicar durante cinco años un sistema de monitorización y alerta temprana de cHABs, que ha trazado fielmente la evolución de la biomasa de cianobacterias a lo largo del tiempo, y también los periodos, magnitud y ritmo de estos eventos. Se ha evidenciado cómo la detección cHABs y la estimación del estado trófico y del potencial ecológico (*sensu* DMA) del embalse quedan muy sesgadas (a la baja) cuando se comparan los resultados de los protocolos de muestreo tradicionales con este tipo de herramientas de monitorización.

La interpretación de los resultados del conjunto de herramientas y trabajos, ha servido para obtener interesantes conclusiones sobre el comportamiento del ecosistema en relación a diferentes acciones de gestión.

Ha quedado patente el efecto radical de reducción del riesgo de cHAB generalizado en el embalse con niveles de Alerta II que han tenido las acciones de saneamiento y depuración, es decir, de minoración de las cargas de nutrientes externas procedentes de las aguas residuales urbanas.

Sin embargo, se siguen produciendo algunos años cHABs confinados a determinadas zonas y se han apreciado sustituciones en las especies y órdenes de cianobacterias que dominan estos eventos. La interacción entre la variabilidad hidro-meteorológica y la actividad ganadera está en el origen de estas secuencias de cHABs. También entre aquellas y el rendimiento de los tratamientos de depuración de aguas, que son cortocircuitados en situaciones de alta escorrentía urbana.

#### CONCLUSIONES

Hay otras acciones que podrían suponer una protección adicional, y una contención más estable del riesgo de cHABs, con la ventaja añadida de contribuir a mejorar otros aspectos ambientales relacionados con la biodiversidad. En concreto, se ha ensayado la posible contribución de un tratamiento terciario blando (humedal controlado) que amortigüe esas puntas de entrada, y un experimento de biomanipulación, que realmente se ha producido y cuyos efectos reales se podrán seguir en el futuro, la extracción de 120 t de carpas.

Se ha podido comprobar que la eficiencia de las acciones correctoras disminuye de forma exponencial cuando el rango de concentraciones de nutrientes está ya por debajo de ciertos límites. En esta situación, en la que todavía se pueden producir cHABs, las medidas complementarias de carácter limnológico expuestas tienen sentido porque permiten filtrar picos y reducir los riesgos.

Se ha constatado la teórica complejidad de la dinámica de estos ecosistemas, y la vía de intensificar la monitorización autónoma y remota, en combinación con sistemas mejorados de gestión de datos y de simulación, aporta un conocimiento trascedente para adoptar una gestión optimizada y adaptativa.

Los procesos que desencadenan eventos de proliferación cianobacteriana son de origen complejo (interacción de múltiples factores ambientales de carácter estocástico) y se desarrollan en escalas de tiempo muy cortas (días) y con una diferenciación espacial de grano fino, de modo que no es posible avanzar en su parametrización con campañas de seguimiento clásicos de la DMA, de carácter mensual, y es necesario disponer de sistemas de medición de alto rendimiento que proporcionen datos de forma continuada en lo que se refiere a las variables clave de carácter meteorológico, hidrológico, nutrientes y de concentración algal.

Se ha visto cómo las cianobacterias se benefician de pequeñas alteraciones en una situación de potencial co-limitación de recursos (nutrientes y luz), modificando esas condiciones a su favor, lo que desencadena un proceso de retroalimentación positiva sobre el que se desarrollan los cHABs.

Este comportamiento no ha podido recogerse completamente en los modelos biogeoquímicos ensayados, que requieren una monitorización más prolongada en los puntos que llevan menos de un año después del calibrado de sensores y variables secundarias, y

191

## CAPÍTULO 6

también la inclusión de procesos específicos de las cianobacterias, especialmente su movimiento vertical bidireccional y la presión por pastoreo del zooplancton, a su vez relacionada con las dinámicas de los niveles tróficos superiores, incluyendo los peces.

Esta plataforma contribuirá en el futuro a comprender los mecanismos clave en estos procesos, para lo cual se pondrá al servicio de la comunidad científica, que podrá organizar experimentaciones que conduzcan a centrar los valores de los parámetros que controlan la dinámica de las cianobacterias. Estos parámetros parecen ser más específicos de cada caso de aplicación de lo que se pensaba y es una de las razones por las que su extrapolación a partir de simulaciones en otras regiones biogeográficas no ofrece resultados aceptables. REFERENCIAS

# 7 REFERENCIAS

Ahn, C.Y., Joung, S.H., Yoon, S.K., & Oh, H.M. 2007. Alternative Alert System for Cyanobacterial Bloom, Using Phycocyanin as a Level Determinant. *The Journal of Microbiology*, 45(2). 98-104.

Babin, M. 2008. *Phytoplankton fluorescence: theory, current literature and in situ measurement. Real-time coastal observing systems for marine ecosystem dynamics and harmful algal blooms.* UNESCO Publishing, Paris. p, 860.

Babin, M., Cullen, J. C., Roesler, C. S., Donaghay, P. L., Doucette, G. J., Kahru, M., Lewis, M.R., Scholin, C.A., Sieracki, M.E. & Sosik, H. M. 2005. New approaches and technologies for observing harmful algal blooms. *Oceanography* 18(2): 210-227.

Behrendt, H. & Opitz, D. 2000. Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410, pp. 111-122.

Berggren, M., Sponseller, R.A., Alves Soares, A.R., & Bergström, A.K. 2015. Toward an ecologically meaningful view of resource stoichiometry in DOM-dominated aquatic systems. *Journal of Plankton Research* 37(3): 489-499.

Bergström, A.K. 2010. The use of TN:TP and DIN:TP ratios as indicators for phytoplankton nutrient limitation in oligotrophic lakes affected by N deposition. *Aquatic Sciences* 72(3): 277-281.

Blauw, A.N., Los, F.J., Bokhorst, M. & Erftemeijer, P.L.A. 2009. GEM: a generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiologia* 618: 175–198.

Bottum, J.R., Davis, J.F., Siegel, P.M., Wheeler, B., Oblinger, D.G. 2008. Cyberinfrastructure: In Tune for the Future. *EDUCAUSE Review* 43, 10-12.

Bourbonniree, Richard A. 2009. Peat Water Chemistry. *Canadian water resources journal* 34(4).

Brient, L., Lengronne, M., Bertrand, E., Rolland, D., Sipel, A., Steinmann, D., Bormans, M. 2008. A phycocyanin probe as a tool for monitoring cyanobacteria in freshwater bodies. *Journal of Environmental Monitoring* 10(2): 248-255.

CAIRNS, J., JR. 1995. Urban runoff in an integrated landscape context, p. 9–20. *In E. E. Herricks [ed.], Stormwater runoff and receiving systems*. Lewis.

Campbell et al. 2013. Quantity is Nothing without Quality: Automated QA/QC for Streaming Environmental Sensor Data. *BioScience* 63(7): 574-585.

Carlson R. E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 22 (2): 361-

Carlson, R.E. 1974. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 23:361-369.

Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl.* 8: 559– 568

Carpenter, S. R. and others. 1995. Biological control of eutrophication in lakes. *Environ. Sci. Technol.* 29: 784–786.

Carrasco, D. 2007. *Cianobacterias planctónicas y cianotoxinas en embalses españoles*. Departamento de Biología. Universidad Autónoma de Madrid, p. 320.

Carvalho, L., McDonald, C., de Hoyos, C., Mischke, U., Phillips, G., Borics, G., Poikane, S., Skjelbred, B., Solheim, A.L., Van Wichelen, J., Cardoso, A.C. 2013. Sustaining recreational quality of European lakes: minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *Journal of Applied Ecology* 50. 315-323.

CEN EN 14.757:2006. Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets.

Cirés S and Quesada, A. 2011. *Catálogo de cianobacterias planctónicas potencialmente tóxicas de las aguas continentales españolas*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones Diseño, Madrid.

Cirés S, Wörmer L, Timón J, Wiedner C, Quesada A., 2011. Cylindrospermopsin production and release by the potentially invasive cyanobacterium *Aphanizomenon ovalisporum* under temperature and light gradients. *Harmful algae*. Elsevier, pp. 668-675.

#### Referencias

Cobo, F., Lago, L., Barca, S., Vieira, R., Servia, M.J. (Eds.), 2012. *Cianobacterias y Medioambiente. Aspectos ecotoxicológicos de sus floraciones en aguas continentales.* AGAIA, Santiago de Compostela.

Codd G.A., Lindsay J, Young F.M., Morrison L.F. & Metcalf J.S. 2005. Harmful cyanobacteria: from mass mortalities to management measures. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.

Codd, G.A. & Beattie, K.A. 1991. Cyanobacteria (blue-green algae) and their toxins: awareness and action in the United Kingdom. *Public Health Laboratory Service Microbiology Digest* 8: 83–86.

Codd, G.A., Morrison, L.F., Metcalf, J.S. 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203, 264-272.

Confederación Hidrográfica del Duero. 1997. Estudio de la Eutrofización de los Embalses de Los Barrios de Luna, Aguilar de Campoo, Cuerda del Pozo, los Rábanos, Burgomillodo, Las Vencias, Santa Teresa y San José en la Cuenca Hidrográfica del Duero. Informe Técnico.

Confederación Hidrográfica del Duero. 2006. *Desarrollo de un Sistema para la Evaluación y Gestión Limnológica de la Eutrofización del Embalse de Cuerda del Pozo*. Informe Técnico.

Confederación Hidrográfica del Duero. 2010. *Ejecución de un sistema de control limnológico y de cianofíceas en el embalse de Cuerda del Pozo*. Informe Técnico.

Cook, F., & Rimmer, A. 2010. Chemical stratification in thermally stratified lakes: A chloride mass balance model (vol 50, pg 147, 2010). *Limnology and Oceanography* 55(3): 1463-1465.

Corral, M., A. Rodríguez and Oroná, C. 2004. Simulación numérica de procesos de transporte y de calidad del agua en el embalse de los molinos. *Mecánica computacional* 23: 1-18.

Cottingham, K.L., Ewing, H.A., Greer, M.L., Carey, C.C., Weathers, K.C. 2015. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. *Ecosphere* 6, art1.

Cullen, J.J. 2008. Observation and prediction of harmful algal blooms. *In Babin, M., Roesler, C., Cullen, J. (Eds.), 2008. Real-Time Coastal Observing Systems for Ecosystem Dynamics and Harmful Algal Blooms.* UNESCO, Paris.

Dalyander, P. S., & Cerco, C. F. 2010. Integration of a fish bioenergetics model into a spatially explicit water quality model: Application to menhaden in Chesapeake Bay. *Ecological Modelling*, 221(16), 1922-1933.

De Boutray, M.-L., Lemaire, B., J., Vinçon-Leite, B., Tassin, B., Comeau, Y., & Dorner, S. 2011. Water Quality Monitoring and Lake Ecosystem Modelling: an Integrated Approach to Assess Cyanobacterial Blooms. Paper presented at the *11th edition of the World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES-2011) - Urban Waters: resource or risks?*. Arcueil, France.

De Hoyos, C., Villén, L., Martín, D., Conde, L., Alonso, A.M., González, M.E., Verdugo, M., Avilés, J. 2008. Problemas de las cianobacterias en aguas de recreo y aguas de consumo. *Ingeniería Fluvial* 151, 63-69.

Deltares. 2011. Delft3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. User Manual. Hydro-Morphodynamics. DELTARES, Delft. p, 672.

Droop, M. R. 1974. The nutrient status of algal cells in continuous culture. *J. mar. biol. Ass.* 54: 825–855.

Ducas, A.E., 2005. An Online Lake and Reservoir Information System: Visualisation of High Resolution Data on the Internet. CWR. University of Western Australia.

Edmondson, W. T. 1970. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169: 690–691.

Edmondson, W. T. 1991. *The uses of ecology. Lake Washington and beyond*. Univ. of Washington Press.

Elser, J. J. and Others. 2000. Pelagic C:N: P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems* 3: 293–307.

Evans, B.M. & K.J. Corradini. 2012. *MapShed. VERSION 1.0. USERS GUIDE*. Penn State Institutes of Energy and the Environment. The Pennsylvania State University.

Evans, M. R., Norris, K. J., & Benton, T. G. 2012. Predictive ecology: systems approaches. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367(1586): 163-169.
Falconer, I.R., Bartram, J., Chorus, I., Kuiper-Goodman, T., Utkilen, H., Burch, M., Codd, G.A. 1999. Safe levels and safe practices. *In: Chorus, I., Bartram, J. (Ed.), Toxic Cyanobacteria in Water*. E and FN Spon, London, pp. 155–178.

Ferreira, R. D., Barbosa, C. C. F. & Novo, E. M. L. d. M. 2012. Assessment of in vivo fluorescence method for chlorophyll-a estimation in optically complex waters (Curuai floodplain, Pará - Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 24: 373-386.

Fitzgerald, D.J., Cunliffe, D.A., Burch, M.D. 1999. Development of health alerts for cyanobacteria and related toxins in drinking water in South Australia. *Environmental Toxicology* 14: 203-209.

Fogg, G.E., Stewart, W.D.P., Fay, P. & Walsby, A.E. 1973. *The Blue-Green Algae*. Ac-ademic Press, London.

Folk, R. L. & W. C. Ward. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 2 (1): 3-26.

Folk, RL. 1980. *Petrology of sedimentary rocks*. Hemphill Publishing Company. Austin, Texas.

Gal, G., J. Imberger and Zohary, T. 2002. Simulating the thermal dynamics of Lake Kinneret. *Ecological Modelling*, 162, 69-86.

GEOHAB 2014. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, GEO-HAB Synthesis Open Science Meeting. Eds. (alphabetic order): E. Berdalet, S. Bernard,
M. A. Burford, H. Enevoldsen, R. M. Kudela, R. Magnien, S. Roy, P. A. Tester, E. Urban,
G. Usup. IOC and SCOR, Paris and Newark, Delaware, USA, 78 pp.

Gillman, M. 2009. An introduction to mathematical models in ecology and evolution: time and space. 2<sup>nd</sup> ed. Vol. 4. John Wiley & Sons, 167 pp.

Gisbert Blanquer, J. M., S. Ibáñez Asensio, and H. Moreno Ramón. 2012. El factor K de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE). *Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural*. Universidad Politécnica de Valencia.

Golterman, H. L. 2004. The chemistry of Phosphate and Nitrogen compounds in sediment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.246 pp.

Gooddy, D. C., Lapworth, D. J., Bennett, S. A., Heaton, T. H. E., Williams, P. J., & Surridge, B. W. J. 2016. A multi-stable isotope framework to understand eutrophication in aquatic ecosystems. *Water Research*, 88, 623-633.

Haith, D. A. and L. L. Shoemaker. 1987. Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. *Water Resources Bulletin* 23 (3): 471-478.

Haith, D. A. and L. L. Shoemaker. 1987. Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. *Water Resources Bulletin* 23 (3): 471-478.

Haith, D. A., R. Mandel and R. S. Wu. 1992. *GWLF. Generalized watershed loading functions*. Version 2.0. User's Manual. Cornell University. USA. 59 pp.

Håkanson, L., Bryhn, A. C., & Hytteborn, J. K. 2007. On the issue of limiting nutrient and predictions of cyanobacteria in aquatic systems. *Science of the Total Environment* 379: 89-108.

Han, B., J. Armengol and García, J.C. (1999). The termal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. *Ecological modelling* 125: 109-122.

Harper, D. (Ed.), 1992. *Eutrophication of Freshwaters: Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London.

Harpole, W. S., Ngai, J. T., Cleland, E. E. et al. (2011). Nutrient colimitation of primary producer communities. *Ecol. Lett.* 14: 852–862.

HASLER, A. D. 1947. Eutrophication of lakes by domestic sewage. *Ecology* 28: 383–395.

Helm, I., Jalukse, L. & Leito, I. 2010. Measurement uncertainty estimation in amperometric sensors: a tutorial review. *Sensors* 10(5): 4430-4455.

Herzfeld, M. and Hamilton, D. 2000. *The CWR computational aquatic ecosystem dynamics model Caedym. User manual.* Centre for Water Research. The University of Western Australia.

Hipsey, M.R. 2008. *Computacional aquatic ecosystem dynamic model: CAEDYM v2*. *V2.3 Science Manual*. Centre for Water Research The University of Western Australia.

Holm, N. P., & Armstrong, D. E. 1981. Role of nutrient limitation and competition in controlling the populations of *Asterionella formosa* and *Microcystis aeruginosa* in semicontinuous culture1. *Limnology and Oceanography* 26(4): 622-634.

Humpage, A.R., Falconer, I.R., 2003. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: Determination of no observed adverse effect

level for deriving a drinking water guideline value. *Environmental Toxicology* 18: 94-103.

Hutchinson, G. E. 1973. Marginalia: Eutrophication: The Scientific Background of a Contemporary Practical Problem. *American Scientist* 61(3): 269–279.

Imberger, J. and Patterson, J.C. 1990. *Physical Limnology. Advances in Applied Mechanics*. Hutchinson, J.W. and Wu, T. (eds.), Academic Press, Boston: 27: 303-475.

Imerito, A. 2007. *Dynamic reservoir simulation model: DYRESM v4. Science Manual.* Centre for Water Research The University of Western Australia.

Janssen, A. B., Arhonditsis, G. B., Beusen, A., Bolding, K., Bruce, L., Bruggeman, J., ... & Gal, G. (2015). Exploring, exploiting and evolving diversity of aquatic ecosystem models: a community perspective. *Aquatic Ecology* 49(4): 513-548.

Janssen, A.B.G., et al. 2015. Exploring, exploiting and evolving diversity of aquatic ecosystem models: a community perspective. *Aquatic Ecology* 49: 513-548.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Kronvang, B., Jensen, J. P., Svendsen, L. M. & Lauridsen, T. L. 1999. Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395/396: 419–432.

Johnson, K. S., Needoba, J. A., Riser, S. C., & Showers, W. J. 2007. Chemical Sensor Networks for the Aquatic Environment. *ChemInform*. 38(19).

Johnstone, J. 1908. *Conditions of life in the sea*. Cambridge Univ. Press. Reprinted by Arno Press, 1977.

Jørgensen, S. E. 2008. Overview of the model types available for development of ecological models. *Ecological Modelling* 215(1-3): 3-9.

Jørgensen, S. E. 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling*, 221(4): 689-692.

Jørgensen, S. E. (Ed.). 1994. Fundamentals of Ecological Modelling (2nd ed.).

Jørgensen, S.E. 2008. Overview of the model types available for development of ecological models. *Ecological Modelling* 215: 3-9.

Jørgensen, S.E., 2010. A review of recent developments in lake modelling. *Ecological Modelling* 221: 689-692.

199

Jørgensen, S.E., Bendoricchio, G. 2001. *Fundamentals of Ecological Modeling*, third ed. Elsevier, Amsterdam.

Kadlec R.H. & Knight R.L. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press-Lewis Publishers, New York.

Keeler, K. M., Bunnell, D. B., Diana, J. S., Adams, J. V., Mychek-Londer, J. G., Warner, D. M., ... & Vinson, M. R. 2015. Evaluating the importance of abiotic and biotic drivers on Bythotrephes biomass in Lakes Superior and Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 41: 150-160.

Kiefer, D.; Reynolds, R. 1992. Advances in understanding phytoplankton fluorescence and photosynthesis. *In: Falkowski, P.; Woodhead, A. (Eds). Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea.* Plenum Press, New York. p. 155-174.

Kirk, J. T. O. 1994. *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems, 2nd ed.* Cambridge University Press, Cambridge.

Klausmeier, C.A., Litchman, E., Daufresne, T. & Levin, S.A. 2004. Optimal nitrogen to phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature* 429: 171–174.

Knutsson, J., Rauch, S., & Morrison, G. M. 2013. Performance of a passive sampler for the determination of time averaged concentrations of nitrate and phosphate in water. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(5): 955-962.

Koo, B. K., Dunn, S. M., & Ferrier, R. C. 2005. A distributed continuous simulation model to identify critical source areas of phosphorus at the catchment scale: model description. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 2(4): 1359-1404.

Kosten, S., Huszar, V.L.M., Bécares, E., Costa, L.S., van Donk, E., Hansson, L.-A., Jeppesen, E., Kruk, C., Lacerot, G., Mazzeo, N., De Meester, L., Moss, B., Lürling, M., Nõges, T., Romo, S., Scheffer, M., 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes. *Global Change Biology* 18: 118-126.

Kotamäki, N., Thessler, S., Koskiaho, J., Hannukkala, A.O., Huitu, H., Huttula, T., Havento, J. & Järvenpää, M. 2009. Wireless in-situ sensor network for agriculture and water monitoring on a river basin scale in southern Finland: Evaluation from a data user's perspective. *Sensors* 9: 2862–2883.

Kubecka, J., E. Hohausova, J.Matena, J. Peterka, U.S. Amarsinghe, S.A. Bonar, J. Hataley, P.Hickley, P. Suuronen, V. Tereschenko, R. Welcomme, and I.J. Winfield. 2008. The true picture of lake or reservoir fish stock: a review of needs and progress. *Fisheries and Research* 96: 1-5.

Levine, S.N. & Schindler, D.W. 1999. Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area. *Can J Fish Aquat Sci.* 56: 451–466.

Lewis, M. R. 2008. Measurement of apparent optical properties for diagnosis of harmful algal blooms, 207-236. *Real-time Coastal Observing System Dynamics and Harmful Algal Blooms*, eds. M. Babin, CS Roesler, and JJ Cullen, UNESCO Publishing, Paris, 807pp.

Li, H., Murphy, T., Guo, J., Parr, T., & Nalewajko, C. 2009. Iron-stimulated growth and microcystin production of Microcystis novacekii UAM 250. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 39(3): 255-259.

Li, Y., Waite, A. M., Gal, G., & Hipsey, M. R. 2013. An analysis of the relationship between phytoplankton internal stoichiometry and water column N:P ratios in a dynamic lake environment. *Ecological Modelling*, 252: 196-213.

Likens, G. E. 2010. Biogeochemistry of Inland Waters. Elsevier Science, London.

Loisa, O., Kääriä, J., Saario, J., Niemi, J., Laaksonlaita, J., & Sarvala, J. 2015. Real-time applications in accurate monitoring of harmful cyanobacteria blooms: possibilities and benefits to the management and the public. *Water Practice and Technology* 10(4): 699-703.

Los, F.J. & Wijsman, J.W.M. 2007. Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters. *J. Marine. Syst.* 64: 201–215.

Los, F.J. 2009. *Eco-hydrodynamic modelling of primary production in coastal waters and lakes using BLOOM*. PhD Thesis. Wageningen, The Netherlands: Wageningen University. ISBN 978–90–8585–329–9 (Extended version. Amsterdam: IOS Press BV. ISBN 978-1-58603-987-5. 276 p.).

Love, R.H., 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *The Journal of the Acoustical Society of America* 62: 1397-1403.

Maberly, S., King, L., Dent, M., Jones, R., & Gibson, C. 2002. Nutrient limitation of phytoplankton and periphyton growth in upland lakes. *Freshwater Biology* 47(11): 2136-2152.

Magedanz, T., Gavras, A., Thanh, N., Chase, J., Adami, D., Chepstov, A., Davoli, F., Koller, B., Lanati, M., Liabotis, I., Vignola, S., Zafeiropoulos, A., Zappatore, S. 2011. The DORII Project e-Infrastructure: Deployment, Applications, and Measurements. Testbeds and Research Infrastructures. *Development of Networks and Communities*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 285-295.

Makler-Pick, V., Gal, G., Hipsey, M.R. 2011. Coupling of an individual-based model with a complex aquatic ecosystem model to explore the impact of the upper trophic level on lower trophic levels. *MODSIM2011, 19th International Congress on Modelling and Simulation*. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, pp. 1652-1658.

Masson, N., Piedrahita, R., & Hannigan, M. 2015. Quantification Method for Electrolytic Sensors in Long-Term Monitoring of Ambient Air Quality. *Sensors* 15(10): 27283-27302.

McQuaid, N., Zamyadi, A., Prevost, M., Bird, D. F., & Dorner, S. 2011. Use of in vivo phycocyanin fluorescence to monitor potential microcystin-producing cyanobacterial biovolume in a drinking water source. *Journal of Environmental Monitoring*.

Medina, R., Castanedo, S. & Rodríguez, T. 2012. *Comprobación de la aplicabilidad de herramientas numéricas unidimensionales al embalse de La Cuerda del Pozo*. Informe inédito. Santander: [s.n.], 88 pp. Informe técnico elaborado por el Instituto de Hidráulica Ambiental.

Meijer, M.-L. and Others. 1994. Long-term responses to fishstock reduction in small shallow lakes: Interpretation of fiveyear results of four biomanipulation cases in the Netherlands and Denmark, p. 457–466. *In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, and L. K. Neilsen [eds.], Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes.* Kluwer.

Meinson, P., Idrizaj, A., Noges, P., Noges, T., Laas, A. 2015. Continuous and high-frequency measurements in limnology: history, applications, and future challenges. *Environmental Reviews* 1-11.

Menshutkin, V. V., Rukhovets, L. A. & Filatov, N. N. 2014. Ecosystem modeling of freshwater lakes (review): 2. Models of freshwater lake's ecosystem. *Water Resources* 41(1): 32-45.

Monteoliva, A.P. & C. Muñoz. 2000. La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los ecosistemas acuáticos artificiales (embalses y canales). Monografía de la Revista Obra Pública "La Gestión Del Agua".

Mooij, W. M. et al. 2010. Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology* 44(3): 633-667.

Moore, I. D. and J. P. Wilson. 1992. Length-slope factors for the revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 47, pp. 423-428.

Morgan, D. J. & Hicks, B. 2013. A metabolic theory of ecology applied to temperature and mass dependence of N and P excretion by common carp. *Hydrobiologia* 705(1): 135-145.

Mueller, J. 1987. Principles of Surface Water Quality Modelling and Control. New York: Harper Internacional.

Murphy, J. & J. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of soluble phosphate in natural waters. *Analit. Chim. Acta* 27: 31-36.

Neumann, T., Siegel, H., & Gerth, M. 2015. A new radiation model for Baltic Sea ecosystem modelling. *Journal of Marine Systems* 152: 83-91.

Nightingale, A. M., Beaton, A. D. & Mowlem, M. C. 2015. Trends in microfluidic systems for in situ chemical analysis of natural waters. *Sensors and Actuators B: Chemical* 221: 1398-1405.

OCDE, 1982. *Eutrophication of waters; Monitoring assessment and control*. Ed. OCDE. 155 pp.

O'Flynn, B., Regan, F., Lawlor, A., Wallace, J. Torres, J and C. O'Mathuna. 2010. Experiences and recommendations in deploying a real-time, water quality monitoring system. *Measurement Science &Technology* 21(12).

Ogrosky, H.O. and V. Mockus. 1964. Hydrology of agricultural lands. *In V.T. CHOW* (*Ed.*) *Handbook of Applied Hydrology*. McGraw-Hill, NY. 21 pp.

O'Neil, J.M., Davis, T.W., Burford, M.A., Gobler, C.J. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313-334.

Palau Ibars, A. 2003. Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica* 22: 1-13.

Palmeri, L., Bendoricchio, G., Artioli, Y. 2005. Modelling nutrient emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po River case study, Italy. *Ecological Modelling* 184. 37-53.

Pandey, V. 2007. Analysis and modelling of cattle distribution in complex agroecosystems of South Florida. Ph. Thesis. University of Florida.

Parker, B.R. & D.W. Schindler. 2006. Cascading Trophic Interactions in an Oligotrophic Species-poor Alpine Lake. *Ecosystems* 9(2): 157.

Pereira, A. & P. Duarte. 2005. *EcoDynamo Ecological Dynamics Model Application*. University Fernando Pessoa.

Płóciennik, M. Adami, D., Gutiérrez. A.D., Coterillo, I., Davoli, F., Gamba, P., Keller,
R., Kranzlmüller, D., Labotis, I., Marco, J., Meyer, N., Monteoliva, A.P., Prica, M.,
Pugliese, R., Salon, S. Schiffers, M., Watzl, J. & A. Zafeiropoulos. 2008. DORII – Deployment of Remote Instrumentation Infrastructure. DORII project (RI-213110). European Union Seventh Framework Programme (FP7).

Porter, J., Arzberger, P., Braun, H.-W., Bryant, P., Gage, S., Hansen, T., Hanson, P., Lin, C.-C., Lin, F.-P., Kratz, T., Michener, W., Shapiro, S., Williams, T. 2005. Wireless Sensor Networks for Ecology. *BioScience* 55: 561-572.

PREMAZZI, G. & CARDOSO, A.C. 2001. *Criteria for identification of freshwaters subject to eutrophication*. European Commission, EI-JRC, Ispra, Environment DG.

Preston et al. 2011. Factors Affecting Stream Nutrient Loads: A Synthesis of Regional SPARROW Model Results for the Continental United States. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47: 891–915.

Preusse, M., Peeters, F. & Lorke, A. 2010. Internal waves and the generation of turbulence in the thermocline of a large lake. *Limnology and Oceanography* 55(6): 2353-2365.

Quesada, A. 2003. Cianobacterias y cianotoxinas en España. Algas 30: 7-9.

Reckhow, K.H., Chapra, S.C. 1983. Confirmation of water quality models. *Ecological Modelling* 20, 113-133.

Redfield A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am Sci* 46: 205–221.

Ribeiro, F. and P.M. Leunda. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19(2): 142-156.

Richardson K, Jørgensen BB (1996) Eutrophication: definition, history and effects eutrophication in coastal marine ecosystems. *Am Geophys Union* 1–19.

Rigler FH, Peters RH. 1995. Science and limnology. *In: Kinne O, editor. Excellence in ecology*, Vol. 6. Oldendorf/Luhe (Germany): Ecology Institute. 239 p.

Rinke, K., Kuehn, B., Bocaniov, S., Wendt-Potthoff, K., Bättner, O., Tittel, J., Schultze, M., Herzsprung, P., Rönicke, H., Rink, K., Rinke, K., Dietze, M., Matthes, M., Paul, L., Friese, K. 2013. Reservoirs as sentinels of catchments: the Rappbode Reservoir Observatory (Harz Mountains, Germany). *Environmental Earth Sciences* 69: 523-536.

Robarts, R.D. and Zohary, T. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration and growth rates of bloom forming cyanobacteria. *N.Z. Journal Mar. Freshwater Research*. 21: 391-399.

Rodhe, W. 1969. Crystallization of eutrophication concepts in northern Europe, p. 50–
64. *In Eutrophication: Causes, consequences, and correctives*. National Academy of Sciences Natural Resource Council USA Publ. 1700.

Schneiderman, E. M. 2006. Modeling Phosphorus with the Generalized Watershed Loading Functions (GWLF) Model, p. 277-297. *Modeling Phosphorus in the Environment*. CRC Press.

Serrano, J. G., & Corzo, A. 2008. *Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*. Universidad Politécnica de Cataluña, 108 pp.

Shen H & Song L. 2007. Comparative studies on physiological responses to phosphorus in two phenotypes of bloom-forming Microcystis. *Hydrobiologia* 592: 475-486

Šmejkal, M., D. Ricard, M. Prchalová, M. Říha, M. Muška, P. Blabolil, M. Čech, M. Vašek, T. Jůza, A. Monteoliva, L. Encina, J. Peterka and J. Kubečka (2015). Biomass

and Abundance Biases in European Standard Gillnet Sampling. *PLoS ONE* 10(3): e0122437.

Smith, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221: 669-671.

Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.W. 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 51: 351-355.

Smits, J. 2007. *Development of Delft3D-ECO. Calibration for a tropical stratified reservoir* (77 pp.): WL | Delft Hydraulics.

Smits, J. G. C., & van Beek, J. K. L. 2013. ECO: A Generic Eutrophication Model Including Comprehensive Sediment-Water Interaction. *PLoS ONE* 8(7).

Soil Conservation Service. 1986. *Urban hydrology for small watersheds*. Technical Release No. 55 (2nd ed.). U.S. Department of Agriculture, Syracuse, NY.

Sterner, R. W. 2008. On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93: 433–445.

Tanentzap, A.J, Hamilton, D.P. and Yan, N.D. 2007. Calibrating the dynamic reservoir simulation model (DYRESM) and filling required data gaps for one dimensional termal profile predictions in a boreal lake. *Limnology and Oceanography: Methods* 5: 484-494.

Tillman, D. H. (2008). Coupling of ecological and water quality models for improved water resource and fish management. (PhD), Texas A&M University.

Trolle, D., Skovgaard, H. & Jeppesen, E. 2008. The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM-CAEDYM. *Ecological Modelling* 219(1-2): 138-152.

Tsakiris, G. Alexakis, D. 2012. Water quality models: an overview. *Eur. Water* 37: 33–46.

Viney, N. R., Sivapalan, M. and Deeley, D. 2000. A conceptual model of nutrient mobilisation and transport applicable at large catchment scales, *J. Hydrol.* 240: 23–44.

Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical Report. OECD.

Wade, A.J., Hornberger, G.M., Whitehead, P.G., Jarvie, H.P. and Flynn, F. 2002. On modelling the mechanisms that control instream phosphorus, macrophyte and epiphyte dynamics: an assessment of a new model using General Sensitivity Analysis. *Water Resour. Res.* 37: 2777–2792.

Warwick, C., Guerreiro, A., & Soares, A. 2013. Sensing and analysis of soluble phosphates in environmental samples: *A review. Biosensors and Bioelectronics* 41(0): 1-11.

Watras, C., Hanson, P., Stacy, T., Morrison, K., Mather, J., Hu, Y., & Milewski, P. 2011. A temperature compensation method for CDOM fluorescence sensors in freshwater. *Limnol. Oceanogr. Methods.* 9: 296-301.

Weathers, K., Hanson, P., Arzberger, P., Brentrup, J., Brookes, J., Carey, C., Gaiser, E., Hamilton, D., Hong, G., Ibelings, B., et\_al. 2013. The Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON): the evolution of grassroots network science. *Limnol Oceanogr Bull.* 71-73.

Webb, B.H., Johnson, A.H. and Alford, J.A. 1974. *Fundamentals of Dairy Chemistry*.3rd ed. Chapman & Hall, London, New York.

Weber, C. A. 1907. Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Bot. Jahrb. Beibl.* 90: 19–34.

Weng, L., Van Riemsdijk, W. H. & Hiemstra, T. 2012. Factors Controlling Phosphate Interaction with Iron Oxides. *Journal of Environmental Quality* 41(3).

Wetzel, R. G. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems, 3rd ed. Academic.

WHO, 2003. *Guidelines for Safe Recreational Water Environments*, pp. 219. World Health Organization, Geneva.

Williamson, C.E., Saros, J.E., Vincent, W.F., Smol, J.P. 2009. Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography* 54: 2273-2282.

Xingyong X. and Yuchao Z. 2009. Effect on water quality of Chaohu Lake with the water transfer project from Yangtze River. *Bioinformatics and Biomedical Engineering*: 1-4.

Yang, X., K. G. Ong, W. R. Dreschel, K. Zeng, C. S. Mungle and C. A. Grimes 2002. Design of a wireless sensor network for long-term, in-situ monitoring of an aqueous environment. *Sensors* 2: 455-472.

Zhang, Y., Liu, X., Yin, Y., Wang, M., & Qin, B. 2012. Predicting the light attenuation coefficient through Secchi disk depth and beam attenuation coefficient in a large, shallow, freshwater lake. *Hydrobiologia* 693(1): 29-37.

# 8 APÉNDICES

Apéndice 1 Características de los sensores	211
Apéndice 2 Métodos de análisis en muestras de agua	223
Apéndice 3 Métodos de análisis en muestras de sedimentos	231
Apéndice 4 Listado de variables e indicadores	239
Apéndice 5 Resultados de análisis granulométricos en sedimentos	255

APÉNDICE 1 CARACTERÍSTICAS DE LOS SENSORES

#### APÉNDICE 1

Los sensores desplegados en los diferentes dispositivos remotos que han proporcionado datos a los fines de este proyecto abarcan muy diferentes aspectos y miden propiedades diversas en el aire y en el agua. El cuadro siguiente proporciona información sobre la marca, modelo, las propiedades que miden y sus prestaciones específicas.

MATRIZ	TEMA	MARCA Y MODELO	ACRÓNIMO VARIABLE	PROPIEDAD MEDIDA	PRECISIÓN	RESOLUCIÓN	RANGO
	POSICIÓN SINCRONÍA	Modem GPRS/3G con GPS Sierra Wireless MC8790	LAT LONG	Latitud Longitud	-	0,0000001	
			Та	Temperatura ambiente	± 0,3 (a 20°c )	0,1	- 52+ 0
			Ра	Presión barométrica	± 0,5	0,1	6011 0
			Ua	Humedad relativa	± 3	0,1	010
		VAISALA WTX520	Sm Sx	Viento (velocidad) Viento (velocidad máxima)	± 0,3	0,1	060
			Sn	Viento (velocidad mínima)			
	OGÍA		Dm	Viento (dirección media)			
E	TEOROI		Dn	Viento (dirección) máximo	± 3%	1	036
AIR	MEJ		Dx	Viento (dirección)			

# CARACTERÍSTICAS DE LOS SENSORES

MATRIZ	TEMA	MARCA Y MODELO	ACRÓNIMO VARIABLE	PROPIEDAD MEDIDA	PRECISIÓN	RESOLUCIÓN	RANGO
				mínimo			
			Rc	Precipitación (acumulación de lluvia)	± 0,3	0,01	
			Rd	Precipitación (duración lluvia)	± 5%	1	0200
			Ri	Precipitación (intensidad lluvia)	± 0,3	0,01	
			Rp	Precipitación (pico de lluvia)	± 0,3	0,01	
			Нс	Precipitación (acumulación de granizo)			
			Hd	Precipitación (duración granizo)	±	1	-
			Hi	Precipitación (intensidad granizo)	570		
			Нр	Precipitación (pico de granizo)			
			Th	Heating temperature (Th)	-	-	-
			Vh	Heating voltage (Vh)	-	-	-
			Vs	Supply voltage (Vs)	-	-	-
			Vr	3,5 V ref. voltage (Vr)	-	-	-
		Delta Ohm 52.3D17	Та	Temperatura ambiente	± 0,2	0,1	- 40+6

RESOLUCIÓN PROPIEDAD MARCA Y MODELO ACRÓNIMO VARIABLE PRECISIÓN MEDIDA MATRIZ RANGO TEMA 0 800...11  $\pm$ Pa Presión barométrica 0,1 0,4 00  $\pm$ Ua Humedad relativa 0,10% 0...100 2% Viento (velocidad) Sm Viento (velocidad ± Sx 0,01 0...65 1% máxima) Viento (velocidad Sn mínima) Viento (dirección Dm media) Viento (dirección) Dn  $\pm 1$ 1,00% 0...360 máximo Viento (dirección) Dx mínimo

# Apéndice 1

# CARACTERÍSTICAS DE LOS SENSORES

		Enetsw	Radiación global neta (solar)			
TO	CNR2 de	EnetswD	Radiación global neta diaria (solar)			
TRO NE	Kipp & Zonen	Enetlw	Radiación difusa neta (onda larga)	-	1	-
RADIÓME		EnetlwD	Radiación difusa neta diaria (onda larga)			
		Enetsw	Radiación global neta (solar)			
	Delta Ohm LP NET 14	EnetswD	Radiación global neta diaria (solar)			
		Enetlw	Radiación difusa neta (onda larga)	-	1	-
		EnetlwD	Radiación difusa neta diaria (onda larga)			
		ENIRad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro NIR cercano (planar)	0,3		
	RAMSES- ACC-VIS-Ti	EPARad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro fotosintéticamente activo (planar)	0,3	0,1	-
ADIANCIA		EUVAad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro UVA (planar)	0,3		
IRR		EUVAB	Irradiancia incidente	0,3		

#### Apéndice 1

			SCad	desde arriba (aire) en el espectro UV absorbing components A (planar)			
			Eλad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el rango espectral λ (planar)	0,3		
		Cruz Pro 110 DSP	PROFT	Profundidad actual estación		0,1	0,336 5
	DRFOLOGÍA	Altímetro analógico Imagenex 862	BDIST	Distancia al fondo desde glider o desde plataforma		0,03	0,6-30
	HIDROMC	Solinst 3001 Gold	COTAL	Nivel agua y temperatura en cauces	0,05 %	0,002	
		CTD60M 355					
		CTD60M 355 _PA7-20 Progress	D	Profundidad de medición	± 0,1% f.s	0.002% f.s	0-100
	UÍMICOS	CTD60M 355 _ISOTECH P 100/1509	Т	Temperatura del agua	0.005	0.0006	- 2+36
	FISICO-Q	CTD60M 355 _U- COND-7	С	Conductividad eléctrica del agua	0,01	0,001	070
		CTD60M 355 _UF-02- TK	DO	Concentración instantánea de oxígeno disuelto	± 2%	0.05%	020
AGUA		CTD60M 355 _UF-02- TK	DOSAT	Saturación de oxígeno disuelto	± 2%	0.05%	0150

### CARACTERÍSTICAS DE LOS SENSORES

	CTD60M 355 _UF-PH- OEM	РН	рН	0.02	< 0.001	410
	CTD60M 355 _UF-PH- OEM	PH(Tc)	pH compensado con la temperatura	0.02	< 0.001	410
	CTD60M 355 _Pt 4805-DXK- \$8/120	ORP	Potencial Redox (ORP)	± 20	0,1	- 2000 +2000
	CTD60M 213					
	CTD60M 213_PA7-20 Progress	D	Profundidad de medición	0,1% FS	0.002% f.s	0-100
	CTD60M 213_ISOTEC H P 100/1509	Т	Temperatura del agua	0.005	0.0006	- 2+36
	CTD60M 213_U- COND-7	С	Conductividad eléctrica del agua	0,01	0,001	070
	CTD60M 213_DO522 M18	DO	Concentración instantánea de oxígeno disuelto	2%	0.05%	020
	CTD60M 213_DO522 M18	DOSAT	Saturación de oxígeno disuelto	2%	0.05%	0150
	CTD60M 213 _UF-PH- OEM	РН	рН	0.02	< 0.001	410
	CTD60M 213 _UF-PH- OEM	PH(Tc)	pH compensado con la temperatura	0.02	< 0.001	410
	SBE 39					

### Apéndice 1

		SBE39	Т	Temperatura del agua	± 0,002	0,0001	-5,,,+35
		SBE39-3 (opcional)	D	m	0,1% full range	0,00002	7000
		SBE 37-SIP					
		SBE37_SIP	С	Conductividad eléctrica del agua	0,003	0,0001	0-70
		SBE37_SIP	Т	Temperatura del agua	0,002	0,0001	-5,,,+35
		SBE37_SIP- 1 (opcional)	D	m	0,1% of full range	0,002% of full range	+7000
		UF-K	SH2	Ácido sulfídrico	6	0,1	10-300
		UF-K	S2	Sulfuros	6	0,1	10-300
		Cyclops-7	TURB	Turbidez		0,05	0 -3000
		WQ101	Т	Temperatura del agua	± 0,1	-	- 50+5 0
		WQ301	С	Conductividad eléctrica del agua	0,50 %	-	220
		WQ201	PH	рН	2%	-	014
		WQ600	ORP	Potencial Redox (ORP)	2%	-	- 500+ 500
IRRADIANCIA	VCIA	RAMSES-	Ed(PAR)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el PAR (planar)	0,3	0,01	-
	IRRADIAN	ACC-VIS-Ti	Ed(PAR)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en PAR (planar)	0,3	0,01	-

# CARACTERÍSTICAS DE LOS SENSORES

	Ed(UVA)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro UVA (planar)	0,3	0,01	-
	Ed(UVABSC)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro UV absorbing components A (planar)	0,3	0,01	-
	Ed(λ)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el rango espectral λ (planar)	0,3	0,01	-
	Eu(NIR)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro NIR cercano (planar)	0,3	0,01	-
	Eu(PAR)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro fotosintéticamente activo (planar)	0,3	0,01	-
RAMSES- ACC-VIS-Ti	Eu(UVA)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro UVA (planar)	0,3	0,01	-
	Eu(UVABSC)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro "UV absorbing components" (planar)	0,3	0,01	-
	Eu(λ)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el rango espectral	0,3	0,01	-

### Apéndice 1

				$\lambda$ (planar)			
	SC	microFlu- CDOM-Ti	CDOM	CDOM (materia orgánica disuelta coloreada o sustancia amarilla)	0,02	0,015	0-80
	ÍMETR( lus)	microFlu-chl- Ti	CHLA_I VF	Clorofila a (fluorescencia)	0,02	0,025	0-20
	FLUOR (microF	microFlu- Blue-Ti	FC_IVF	Ficocianinas (fluorescencia)	0,02	0,002	0-100
		O KOD ProPS_CW	TSSeq	Sólidos en Suspensión equivalentes	0,2	0,1	-
			CODeq	Demanda química de oxígeno equivalente	0,2	0,1	0-5000
	>		CO3	Carbonatos	0,2	0,01	-
	CIÓN Ư		TOCeq	Carbono orgánico total	0,2	0,1	0-500
	SOR		N-NO3	Nitratos	0,2	0,01	0-100
	EAB		N-NO2	Nitritos	0,2	0,01	0-50
ESPECTRÓMETRO DI	ETRO D	SAC: Do	SAC254	Contenido en sustancias húmicas	0,2	0,01	0-0,2
	ESPECTRÓMI		Doλ	Espectrómetro de absorción (transmisiómetro) en el UV	0,2	-	-

# Apéndice 2 Métodos de análisis en muestras de agua

### MÉTODOS ANALÍTICOS EN AGUA

En el cuadro siguiente se recogen los métodos de análisis aplicados en las muestras de agua:

Parámetro	Descripción y método	Objetivo
Determinación de clorofila <i>a</i>	Filtración cuantitativa por filtros GFF de 25 mm precombustionados. La clorofila <i>a</i> se determina después de la extracción en metanol 90% tras so- nicación y en frío durante 24 h a partir de los fil- tros. La determinación se realiza espectrofoto- métricamente usando las metodologías de Mar- ker. Se expresa como µg cla/L	Estimación de bio- masa total de algas en la muestra
Fluorometría de grupos algales	Esta técnica de espectrofluorometría diferencial permite asignar a grupos algales (diatomeas, al- gas verdes, criptofitas y cianobacterias) señales fluorométricas y así cuantificar la proporción de la clorofila total que se debe a cada uno de estos grupos. Los resultados se expresan como con- centración de clorofila de cada uno de los grupos algales.	Estimación de bio- masa de los dife- rentes grupos de algas.
Biovolumen de es- pecies de ciano- bacterias	Se determinan taxonómicamente las cianobacte- rias potencialmente tóxicas en las muestras vivas hasta el máximo nivel posible (especie). La cuantificación se realiza en referencia al biovo- lumen celular. Los resultados obtenidos se ex- presan en abundancia y biovolumen por cada ta- xón.	Estimación de bio- masa de las dife- rentes especies de cianobacterias.
Calibración en la- boratorio (final- mente se hará en campo) de los fluorímetros de campo	Mediante cultivos de cianobacterias planctóni- cas en diferentes concentraciones se procede a calibrar la señal obtenida por el fluorímetro de campo con las concentraciones de clorofila ob- tenidas por el fluorímetro de laboratorio y me- diante extracción de la clorofila.	La calibración de los fluorímetros de campo en laborato- rio permitirá au- mentar la precisión de estos instrumen- tos y corroborar la

### APÉNDICE 2

Parámetro	Descripción y método	Objetivo
		identificación de los diferentes pig- mentos a los que son sensibles.
Carbono orgánico total (TOC)	La medida del carbono orgánico total y de car- bono inorgánico total se basan en la medida por absorción infrarroja del CO2 desprendido de la muestra, utilizando un analizador de carbono or-	Estimación de car- bono orgánico en el agua (calibra- ción sensor ProPS)
Carbono orgánico disuelto (DOC)	gánico total Shimadzu mod. TOC-5000. El equipo se calibra con soluciones de carbonato- bicarbonato sódico para el análisis de carbono inorgánico, y con soluciones de ftalato ácido de potasio para el análisis de carbono orgánico.	Estimación de car- bono orgánico en el agua (calibra- ción sensor CDOM-Flu)
Carbono inorgá- nico total (TIC)	Para el análisis de carbono total (TC) el dióxido de carbono se obtiene mediante combustión de 100 µL de muestra a 680° C en presencia de un catalizador.	
Carbono inorgá- nico disuelto (DIC)	Para la determinación de carbono inorgánico (IC) se acidifica la muestra mediante la adición de una disolución de ácido fosfórico. La medida de carbono orgánico total (TOC) se obtiene me- diante diferencia entre el carbono total y el car- bono inorgánico de la muestra (TOC = TC – IC). Las fracciones disueltas (DOC y DIC) se obtie- nen realizando los mismos análisis sobre la muestra filtrada, a través de un filtro de acetato de celulosa (0,45 µm de tamaño de poro) previa- mente lavado con disolución de ácido clorhí- drico 0,01 mol L-1 y aclarado con agua ultra- pura.	Estimación de car- bono inorgánico en el agua (ajuste fun- ción quimiomé- trica)

### MÉTODOS ANALÍTICOS EN AGUA

Parámetro	Descripción y método	Objetivo
	Todas las medidas se realizan por triplicado.	
Amonio (NH4)	La medida del amonio (NH <sup>+</sup> <sub>4</sub> ) tropieza con la di- ficultad de lo fácil que resulta la contaminación de las muestras y del agua destilada, sobre todo cuando se quieren medir cantidades pequeñas. Por ello, se realizan estas medidas sobre mues- tras no filtradas. El método que se emplea es el del azul de Indo- fenol (F. Koroleff). Los iones amonio con el fe- nol y en medio alcalino (hipoclorito sódico e hi- dróxido sódico) forma en presencia del nitropru- siato sódico, que actúa como catalizador, Azul de Indofenol susceptible de medición colorimé- trica. La sensibilidad del método llega a los 10µg/l de N-NH <sup>+</sup> 4.	Estimación de este nutriente inorgá- nico en el agua (ca- libración de auto- analizador de campo)
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	Reducción de nitratos a nitritos en una muestra filtrada haciéndola pasar por una columna de cadmio (Morris & Riley, 1964). Se determinan así conjuntamente los nitratos y los nitritos que pudiera haber en el agua. La precisión del mé-	Estimación de este nutriente inorgá- nico en el agua (ca- libración sensor ProPS)
Nitratos (NO3)	todo se estima en -+4 $\mu$ g/l de N-NO <sup>-</sup> <sub>3</sub> . Los nitritos (NO <sup>-</sup> <sub>2</sub> ) se transforman en medio ácido (HCI) en ácido nitroso que con la sulfani- lamida dan una sal diazotada. (P. Griess 1879 y M.L. IIosvay, 1889). La sensibilidad de este mé- todo llega a 5 $\mu$ g/l de N-NO <sup>-</sup> <sub>2</sub> y su precisión es de +-0,5 $\mu$ g/l.	Estimación de este nutriente inorgá- nico en el agua (ca- libración sensor ProPS)
Nitrógeno Kjel- dahl (KN)		Estimación de ni- trógeno orgánico disuelto (ajuste

### APÉNDICE 2

Parámetro	Descripción y método	Objetivo
		función quimiomé-
		trica)
Fósforo total (TP)	Para el análisis de los fosfatos se utiliza el mé- todo del ácido ascórbico (Murphy & Riley 1962) con cubetas de 10 cm de paso de luz para aumen- tar su sensibilidad hasta el rango de 1 a 10 $\mu$ g/l de P-PO <sub>3</sub> - <sup>4</sup> . Este método emplea como reactivo el molibdato amónico, que en medio ácido (H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) reacciona	Estimación del contenido total de fósforo en el sis- tema Estimación de fracción orgánica disuelta de fósforo
total (TDP)	con el PO <sub>3</sub> - <sup>4</sup> para dar ácido fosfomolíbdico que	(y de la particulada
	en presencia del ácido ascórbico que actúa como reductor da un complejo coloreado azul. La pre-	por diferencia con el TP)
Fósforo reactivo soluble (SRP)	sencia de un catalizador, tartrato de antimonio y potasio facilita la reacción. La lectura se realiza con espectrofotómetro a 880 nm. Cuando se incrementa la sensibilidad hasta con- centraciones tan pequeñas han de tomarse pre- cauciones extremas en cuanto al lavado y acla- rado de la vidriería y la pureza del agua destilada que se emplea. Las extinciones espectrofotométricas que se ob- tienen con este método son de 0,010 unidades de absorción por microgramo de P-PO <sub>3</sub> - <sup>4</sup> . Este es el método empleado para la determinación de los ortofosfatos solubles sobre muestras filtradas con el filtro Whatman GF/C. El mismo método se utiliza para la determinación del fósforo total tras una digestión de la muestra con persulfato a 120 °C	Estimación de este nutriente inorgá- nico en el agua (ca- libración de auto- analizador de campo)

### MÉTODOS ANALÍTICOS EN AGUA

Parámetro	Descripción y método	Objetivo
Sílice reactiva (SIR)	La sílice disuelta (ortosilicato soluble) se deter- mina también sobre la muestra no filtrada para evitar su contaminación por el vidrio de los fil- tros y de los recipientes. La reacción se efectúa en envases de plástico. En el método empleado (F. Dienert y F. Wan- denbuckle) los silicatos solubles, en medio ácido, (HCI) reaccionan con el molibdato amó- nico para dar un complejo sílico-molíbdico que en presencia de Metol (Acido amino-nafto-sul- fónico) desarrolla un color azul que se mide a 610 nm. La interferencia por fosfatos se elimina por la adición de ácido oxálico que destruye el ácido molibdo-fosfórico que pudiera formarse. La sen- sibilidad de este método es de 0,02 mg/l de Si- SiO <sup>4-</sup> 4.	Estimación de este nutriente inorgá- nico en el agua (ca- libración de auto- analizador de campo)
Sólidos en sus- pensión (TSS)	Método gravimétrico APHA-AWPCF 2540 D. Filtración y secado a 105°C.	Estimación de fracción sestónica total (calibración sensor ProPS)
Alcalinidad (ALK)	Método potenciométrico (2320 B SM). La alca- linidad, exceso de cationes sobre aniones fuertes, se mide desplazando los ácidos débiles (HCO-3, CO2-3, Si-SiO4-4) con ácido clorhídrico diluido (0,02N) hasta pH 4. El punto final se pone de manifiesto mediante potenciometría.	Estimación de C inorgánico

# Apéndice 3 Métodos de análisis en muestras de sedimentos
#### MÉTODOS ANALÍTICOS EN SEDIMENTOS

#### Análisis granulométricos

Cada muestra se secó en estufa a 110 °C durante 24 h y se fotografió previamente al análisis.

El análisis, por el método gravimétrico, consistió en pasar la muestra a través de una torre de tamices de luz de malla decreciente mediante agitación manual. Se utilizaron tamices metálicos con bastidor de 200 mm de diámetro por 50 mm de altura, conformes a la norma ISO 3310.1:

Código ASTM	Luz de malla (mm)
4	4,750
10	2,000
12	1,000
25	0,710
35	0,500
60	0,250
80	0,180
120	0,125
230	0,063

El material retenido en cada tamiz se pesó independientemente mediante una balanza con una precisión de 0,01 g, de igual modo que el material más fino que pasó a través de todos los tamices de la torre.

Los datos se representaron como porcentajes acumulados del peso retenido y/o que pasa cada tamiz en una gráfica log-normal (eje de abscisas en escala logarítmica y eje de ordenadas en escala natural) para obtener la curva granulométrica, a partir de la que se obtuvieron diferentes parámetros acerca del tamaño de grano y de la selección o distribución del rango de tamaños, siguiendo los métodos de Folk & Ward (1957) y Folk (1980).

Previamente a los análisis los tamaños de partículas fueron transformados a la escala phi, aplicando la fórmula:

 $\varphi = -\log_2 D$ ,

donde D es el diámetro en milímetros. Los parámetros calculados incluyen medidas de tendencia central, que indican el tamaño medio de los granos y en términos energéticos se traducen por la energía cinética media del ambiente sedimentario; medidas de clasificación o dispersión, que miden la desviación en la clasificación e indican las oscilaciones en la energía cinética; medidas de asimetría, que marcan la posición de la media respecto

a la mediana y el desplazamiento de las variaciones de la energía cinética media; y medidas de curtosis, que indican la forma o agudeza de la curva de frecuencias.

- Moda: es el diámetro de partícula que ocurre con mayor frecuencia, y se corresponde con el punto de máxima pendiente (de inflexión) de la curva acumulativa.
- Mediana (φ50): es el diámetro de partícula que corresponde al 50 % de la curva de distribución acumulativa, de tal manera que la mitad de las partículas en peso son mayores a este parámetro y la otra mitad son menores.
- Percentiles (φ5, φ16, φ84, φ95): son los diámetros de partícula que corresponden a determinados porcentajes (5, 16, 84, 95) de la curva de distribución acumulativa.
- Media gráfica: se calcula como el promedio aritmético de los percentiles φ16, φ50 y φ84, y se considera el mejor indicador de tamaño global de partícula.
- Desviación estándar o coeficiente de selección: se trata de una medida de la selección o dispersión de la distribución que incluye el 90 % de la distribución, por lo que es más representativa que otras medidas calculadas con percentiles más centrados. La fórmula es la siguiente:
- $\sigma_{I}=(\phi 84-\phi 16)/4+(\phi 95-\phi 5)/6,6$
- Asimetría o sesgo: este parámetro mide la desviación de la mediana respecto a la media, es decir, la asimetría de la curva de distribución, tanto el grado como el signo. Se calcula como:
- [[Sk]]\_I=(\phi 84+\phi 16-2\phi 50)/(2(\phi 84-\phi 16))+(\phi 95+\phi 5-2\phi 50)/(2(\phi 95-\phi 5))
- Curtosis: este parámetro mide la forma de la distribución, la proporción de datos cercanos a la media frente a datos más alejados. Se calcula como:
- K\_I=(φ95-φ5)/(2,44(φ75-φ25))

Las muestras se clasificaron por su diámetro medio de partícula, desviación típica, asimetría y curtosis, según los rangos de la tabla siguiente.

# MÉTODOS ANALÍTICOS EN SEDIMENTOS

Parámetro	Rango (ф)	Clase
	4 - 3	Arenas muy finas
	3 - 2	Arenas finas
	2 - 1	Arenas medianas
Diámetro de partícula	1-0	Arenas gruesas
	01	Arenas muy gruesas
	-12	Gravas muy finas
	-24	Gravas finas
	-46	Gravas medianas
	-68	Gravas gruesas
	< 0,35	Muy bien seleccionado
	0,35 - 0,50	Bien seleccionado
	0,50 - 0,70	Moderadamente bien seleccionado
Desviación típica	0,70 - 1,00	Moderadamente seleccionado
	1,00 - 2,00	Pobremente seleccionado
	2,00 - 4,00	Muy pobremente seleccionado
	> 4,00	Extremadamente mal seleccionado
	-10,3	Muy asimétrica negativa
	-0,30,1	Asimétrica negativa
Asimetría	-0,100,10	Simétrica
	0,10 - 0,30	Asimétrica positiva
	0,30 - 1,00	Muy asimétrica positiva
	< 0,67	Muy platicúrtica
	0,67 - 0,90	Platicúrtica
Curtoria	0,90 - 1,11	Mesocúrtica
Curtosis	1,11 - 1,50	Leptocúrtica
	1,50 - 3,00	Muy leptocúrtica
	> 3,00	Extremadamente leptocúrtica

#### Análisis fisicoquímicos

Se siguió un esquema metodológico basado en las recomendaciones de Golterman (2004) y de Murphy & Riley (1962), que parte de una preparación común de las muestras y análisis específicos de varias alícuotas para la determinación de diferentes parámetros.

El análisis comenzó preparando suspensiones de sedimento a partir de unos 20-25 g de peso fresco de cada muestra más unos 200 ml de H2O en matraces tipo Erlen-Meyer de 250 ml de capacidad. Estas suspensiones se dejaron reposar refrigeradas a 4 °C durante un mínimo de 24 h. A continuación se mantuvieron en agitación suave durante un mínimo de 1 h mediante un agitador magnético, y de cada suspensión se tomaron al menos dos alícuotas de 5 ml que se depositaron en crisoles previamente tarados y dos alícuotas de 5-10 ml que se depositaron en tubos de centrífuga.

Para cada alícuota se definió el peso seco de sedimento desecándola en estufa a 90 °C con desecador hasta peso constante del material. Los pesos se determinaron mediante balanza de precisión con una resolución de 0,0001 g.

A continuación se realizaron los diferentes análisis propiamente dichos:

- Materia orgánica. La concentración de materia orgánica en el sedimento se estimó mediante pérdida de peso por ignición del material depositado y secado en los crisoles. Este proceso se llevó a cabo a 450 °C durante 5 h para minimizar la pérdida de carbonatos.
- Fracciones inorgánicas de fósforo. Se realizó una extracción con una solución de Na2-EDTA 0,1 M. Se añadieron 25 ml de esta solución a cada alícuota depositada en los tubos de centrífuga, y se dejaron reaccionar durante varias horas en agitación permanente mediante un rotor.

Seguidamente se centrifugaron a 12500 rpm durante 15 min para separa el sobrenadante del pellet. De cada sobrenadante se tomaron entre 1 y 5 ml para determinar la concentración de fosfato inorgánico disuelto mediante el procedimiento colorimétrico descrito por Murphy & Riley (1962). Esta extracción y la correspondiente determinación de fosfato se repitió de forma sucesiva mediante la adición de 25 ml de solución al pellet remanente cada vez. Se realizaron entre dos y cinco repeticiones dependiendo de las concentraciones obtenidas hasta que la concentración de fosfato contenga menos del 5 % de la

#### MÉTODOS ANALÍTICOS EN SEDIMENTOS

suma de las determinaciones precedentes, siguiendo las recomendaciones del Golterman (2004). A continuación el pellet se lavó con H2SO4 0,5 N durante 1 h en agitación continua, se centrifugó a 12500 rpm durante 15 min, y se determinó el fosfato en el sobrenadante mediante alícuotas de 5-10 ml para asegurar que la extracción de las fracciones inorgánicas se había completado.

La concentración de fósforo en las fracciones inorgánicas del sedimento se calculó como la suma de las concentraciones de fosfato inorgánico disuelto en las sucesivas extracciones con Na2-EDTA y en el lavado con H2SO4.

Fracciones orgánicas de fósforo. Tras la extracción y análisis de las fracciones inorgánicas, cada pellet final se sometió a una digestión ácida con persulfato potásico. Para ello, cada pellet final se resuspendió en unos 15 ml de H2O y se depositó en un bote de teflón cerrado junto con 1 g de K2S2O8 y 5 ml de H2SO4 0,5 N que si digirió en caliente (125 °C) durante unas 6-8 h. Una vez frío, el contenido de cada teflón se resuspendió en H2O y se aforó hasta 50 ml. Se dejó reposar durante varias horas en tubos de ensayo para permitir la decantación de las partículas en suspensión. Una vez decantadas, se tomaron alícuotas de entre 1 y 5 ml de la superficie y se determinó su concentración de fosfato inorgánico disuelto.

Dicha concentración de fosfato equivale a la concentración de fósforo en el conjunto de fracciones orgánicas del sedimento, por lo que la concentración de fósforo total del sedimento se calculó como la suma de fosfato en las fracciones orgánicas e inorgánicas.

- Concentración de hierro total. Se determinó la concentración de Fe3+ en el sobrenadante decantado de la digestión final en alícuotas de 1 ml mediante el método colorimétrico descrito por Golterman (2004), que usa la fenantrolina al 0,5 % como reactivo y el ácido ascórbico como agente reductor. La concentración de hierro total en el sedimento se calculó como la suma de las concentraciones de Fe3+ en la digestión final más la concentración previamente analizada de Fe(OOH). A partir de la concentración de hierro total se calculó el porcentaje de Fe(OOH) en el sedimento.
- Concentración de Fe(OOH). La concentración de ión férrico (Fe3+) se determinó en cada uno de los sobrenadantes extraídos con Na2-EDTA en alícuotas de 1-5

ml, mediante el método colorimétrico descrito por Golterman (2004), que usa la fenantrolina al 0,5 % como reactivo y el ácido ascórbico como agente reductor. La concentración de Fe(OOH) en el sedimento se calculó como la suma de las concentraciones de Fe3+ en las sucesivas extracciones con Na2-EDTA.

# APÉNDICE 4 LISTADO DE VARIABLES E INDICADORES

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	UBICACIÓN	LAT	Latitud	GPS	DD,dddd ddd
	UBICACIÓN	LONG	Longitud	GPS	DD,dddd ddd
	TIEMPO	TIME	Fecha y hora	GPS	DD/MM/ YYYY hh:mm:ss
	METEOROLOGÍA	Та	Temperatura ambiente	Capacitivo	°C
	METEOROLOGÍA	Ра	Presión barométrica	Capacitivo	mbar (hPa)
	METEOROLOGÍA	Ua	Humedad relativa	Capacitivo	%RH
AIRE	METEOROLOGÍA	Sm	Viento (velocidad)	Ultrasonidos	m/s
	METEOROLOGÍA	Sx	Viento (velocidad máxima)	Ultrasonidos	m/s
	METEOROLOGÍA	Sn	Viento (velocidad mínima)	Ultrasonidos	m/s
	METEOROLOGÍA	Dm	Viento (dirección media)	Ultrasonidos	grados sexage.
	METEOROLOGÍA	Dn	Viento (dirección) máximo	Ultrasonidos	grados sexage.
	METEOROLOGÍA	Dx	Viento (dirección) mínimo	Ultrasonidos	grados sexage.

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	METEOROLOGÍA	Rc	Precipitación (acumulación de lluvia)	Piezoeléctrico	mm
	METEOROLOGÍA	Rd	Precipitación (duración lluvia)	Piezoeléctrico	S
	METEOROLOGÍA	Ri	Precipitación (intensidad lluvia)	Piezoeléctrico	mm/h
	METEOROLOGÍA	Rp	Precipitación (pico de lluvia)	Piezoeléctrico	mm/h
	METEOROLOGÍA	Нс	Precipitación (acumulación de granizo)	Piezoeléctrico	hits/cm <sup>2</sup>
	METEOROLOGÍA	Hd	Precipitación (duración granizo)	Piezoeléctrico	S
	METEOROLOGÍA	Hi	Precipitación (intensidad granizo)	Piezoeléctrico	hits/cm <sup>2</sup> h
	METEOROLOGÍA	Нр	Precipitación (pico de granizo)	Piezoeléctrico	hits/cm <sup>2</sup> h
	CONTROL	Th	Heating temperature (Th)		
	CONTROL	Vh	Heating voltage (Vh)		
	CONTROL	Vs	Supply voltage (Vs)		
	CONTROL	Vr	3,5 V ref. voltage (Vr)		

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	RADIACIÓN SOLAR	Enetsw	Radiación global neta (solar)	Radiometría en rango de 310 a 2800 nm	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	EnetswD	Radiación global neta diaria (solar)	Radiometría en rango de 310 a 2800 nm	Wd/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Enetlw	Radiación difusa neta (onda larga)	Radiometría en rango de 4500 a 42000 nm	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	EnetlwD	Radiación difusa neta diaria (onda larga)	Radiometría en rango de 4500 a 42000 nm	Wd/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	ENIRad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro NIR cercano (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m2
	RADIACIÓN SOLAR	EPARad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro fotosintéticament e activo (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m2
	RADIACIÓN SOLAR	EUVAad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro UVA (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m2

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	RADIACIÓN SOLAR	EUVABS Cad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el espectro UV absorbing components A (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (340 a 380 nm)	W/m2
	RADIACIÓN SOLAR	Eλad	Irradiancia incidente desde arriba (aire) en el rango espectral λ (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m2/nm
	HIDROMORFOLO GÍA	COTAma x	Nivel máximo de embalse	Nominal	msnm
	HIDROMORFOLO GÍA	VOLmax	Volumen máximo de embalse	Nominal	hm <sup>3</sup>
	HIDROMORFOLO GÍA	VOLmax c	Volumen máximo actual de embalse	Nominal	hm <sup>3</sup>
Ν	HIDROMORFOLO GÍA	СОТА	Nivel actual embalse	Sonda de presión	msnm
AG	HIDROMORFOLO GÍA	PROFTm ax	Profundidad máxima estación	Nominal	m
	HIDROMORFOLO GÍA	PROFT	Profundidad actual estación	Sonda de profundidad por ultrasonidos	m
	CONTROL	BDIST	Distancia al fondo desde glider o desde plataforma	Sonda de profundidad por ultrasonidos	m

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROMORFOLO GÍA	RT	Water residence time	Varios	d
	HIDROMORFOLO GÍA	QINS	Caudal instantáneo (desagregar en totales de entradas y de salidas y en cada aporte o salida individual)	Medidor de presión hidrostática	m <sup>3</sup> /s
	FÍSICO-QUÍMICA	Pw	Presión en el agua	Electrometría	dbar
	FÍSICO-QUÍMICA	D	Profundidad de medición	Electrometría	m
	HIDROMORFOLO GÍA	Zt	Depth of the thermocline	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	m
	HIDROMORFOLO GÍA	T(Zt)	Temperature of the thermocline	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	°C

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROMORFOLO GÍA	Te	Temperature of the epilimnion	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	°C
	HIDROMORFOLO GÍA	Teu	Temperature of the euphotic layer	Promedio de valores de temperatura a una profundidad inferior (por encima) de Zeu	°C
	HIDROMORFOLO GÍA	Th	Temperature of the hipolimnion	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	°C
	HIDROMORFOLO GÍA	Zu	Depth of the upper edge of the metalimnion	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	m

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROMORFOLO GÍA	Zb	Depth of the lower edge of the metalimnion	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	m
	HIDROMORFOLO GÍA	S	Thermal gradient in the metalimnion	Ajuste por mínimos cuadrados a una función teórica entre temperatura y profundidad	°C/m
	FÍSICO-QUÍMICA	Т	Temperatura del agua	Electrometría	°C
	FÍSICO-QUÍMICA	С	Conductividad eléctrica del agua	Electrometría	mS/cm
	FÍSICO-QUÍMICA	C25	Conductividad normalizada a 25°C	Electrometría	mS/cm
	FÍSICO-QUÍMICA	SALT	Salinidad del agua	Electrometría	ppt
	FÍSICO-QUÍMICA	DO	Concentración instantánea de oxígeno disuelto	Electrometría	mg/l
	FÍSICO-QUÍMICA	DOSAT	Saturación de oxígeno disuelto	Electrometría	%
	FÍSICO-QUÍMICA	PH	pH	Electrometría	ud.
	FÍSICO-QUÍMICA	PH(Tc)	pH compensado con la temperatura	Electrometría	ud.

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	FÍSICO-QUÍMICA	ORP	Potencial Redox (ORP)	Electrometría	mV
	FÍSICO-QUÍMICA	SDTeq	Transparencia del agua	Nefelometría/ra diometría	m
	FÍSICO-QUÍMICA	TURB	Turbidez	Nefelometría	NTU
	RADIACIÓN SOLAR	Zeu	Profundidad de la zona fótica	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m
	RADIACIÓN SOLAR	Ed(NIR)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro NIR cercano (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Ed(PAR)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro fotosintéticament e activo (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Ed(UVA)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro UVA (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Ed(UVA BSC)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el espectro UV absorbing components A (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (340 a 380 nm)	W/m <sup>2</sup>

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	RADIACIÓN SOLAR	Ed(λ)	Irradiancia incidente desde arriba (agua) en el rango espectral λ (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m²/nm
	RADIACIÓN SOLAR	Eu(NIR)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro NIR cercano (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Eu(PAR)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro fotosintéticament e activo (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Eu(UVA)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro UVA (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Eu(UVA BSC)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el espectro "UV absorbing components" (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Eu(λ)	Irradiancia incidente desde abajo (agua) en el rango espectral λ (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m²/nm

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	RADIACIÓN SOLAR	E(NIR)	Irradiancia incidente (agua) en el espectro NIR cercano (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	E(PAR)	Irradiancia incidente (agua) en el espectro fotosintéticament e activo (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	E(UVA)	Irradiancia incidente (agua) en el espectro UVA (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	E(UVAB SC)	Irradiancia incidente (agua) en el espectro "UV absorbing components" (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (340 a 380 nm)	W/m <sup>2</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Ε(λ)	Irradiancia incidente (agua) en el rango espectral λ (planar)	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	W/m²/nm
	RADIACIÓN SOLAR	Kd(NIR)	Coeficiente de atenuación difusa para Ed en el espectro NIR cercano	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	RADIACIÓN SOLAR	Kd(PAR)	Coeficiente de atenuación difusa para Ed en el espectro fotosintéticament e activo	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Kd(UVA)	Coeficiente de atenuación difusa para Ed en el espectro UVA	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	Kd(UVA BSC)	Coeficiente de atenuación difusa para Ed en el espectro "UV absorbing components"	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	R(NIR)	Reflectancia para Ed en el espectro NIR cercano	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	R(PAR)	Reflectancia para Ed en el espectro fotosintéticament e activo	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	R(UVA)	Reflectancia para Ed en el espectro UVA	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>
	RADIACIÓN SOLAR	R(UVAB SC)	Reflectancia para Ed en el espectro "UV absorbing components"	Radiómetro hiperespectral coseno (320 a 950 nm)	m <sup>-1</sup>

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROQUÍMICA	CDOM	CDOM (materia orgánica disuelta coloreada o sustancia amarilla)	Fluorímetro a 370 nm	μg/l
	HIDROQUÍMICA	CDOM20	CDOM20 (CDOM compensado a 20°C)	Fluorímetro a 370 nm	μg/l
	HIDROQUÍMICA	DOC	Carbono orgánico disuelto	Fluorímetro a 370 nm	μg/l
	HIDROBIOLOGÍA	CHLA_I VF	Clorofila a (fluorescencia)	Fluorímetro a 470 nm	µg/l
	HIDROBIOLOGÍA	FC_IVF	Ficocianinas (fluorescencia)	Fluorímetro a 620 nm	µg/l
	HIDROBIOLOGÍA	CYNeq	Cylindrospermop sina equivalente	Fluorímetro a 620 nm	µg/l
	HIDROBIOLOGÍA	CIANO_ Bveq	Cianobacterias (biovolumen)	Fluorímetro a 620 nm	mm <sup>3</sup> /l
	HIDROBIOLOGÍA	CIANO_ CDeq	Cianobacterias (densidad celular)	Fluorímetro a 620 nm	cel/ml
	HIDROQUÍMICA	TSSeq	Sólidos en Suspensión equivalentes	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	CODeq	Demanda química de oxígeno equivalente	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROQUÍMICA	BODeq	Demanda biologica de oxígeno equivalente	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	CO3	Carbonatos	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	TOCeq	Carbono orgánico total	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	N-NO3	Nitratos	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	N-NO2	Nitritos	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	НА	Acidos húmicos	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	mg/l
	HIDROQUÍMICA	SAC254	Contenido en sustancias húmicas	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	m <sup>-1</sup>
	HIDROQUÍMICA	SUVA25 4	Aromaticidad del CDOM	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	L/mg_C/ m

MATRIZ	TEMA	ACRÓNIMO	PROPIEDAD MEDIDA	MÉTODO	UNIDAD
	HIDROQUÍMICA	SR	Ratio de pendientes espectrales	Análisis espectral DO en el UV (LSA)	
	HIDROQUÍMICA	SAC254	Absorbancia a 254nm	Espectrómetro de absorción UV (190 a 360 nm)	L/mg_C/ m
	CONTROL INSTRUMENTAL	SAC200	Absorbancia a 200nm	Espectrómetro de absorción UV (190 a 360 nm)	AU
	HIDROQUÍMICA	Doλ	Espectrómetro de absorción (transmisiómetro ) en el UV	Espectrómetro de absorción UV (190 a 360 nm)	AU

# APÉNDICE 5 RESULTADOS DE ANÁLISIS GRANULOMÉTRICOS EN SEDIMENTOS

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

		ESTADILLO DI	E SEDIME	NTOS		
Localización:		La Cuerda del Po	zo	Fecha:	oct-14	
Estación:		E01		Profundidad (m):	22	
UTM-X:		524493,46		UTM-Y:	4635868,12	
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m <sup>2</sup> ):	0,0225	
		DISTRIBUCIÓN GRANULOM		MÉTRICA	l	
Fracción (mm) Valor phi Pe		Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)	
>4	-2	0,00		0,00	0,00	
> 2	-1	0,04		0,04	0,09	
> 1	0	0,10		0,14	0,29	
> 0,5	1	0,17		0,31	0,61	
> 0,25	2	0,14		0,45	0,88	
> 0,125	3	0,12		0,57	1,12	
> 0,063	4	0,16		0,73	1,44	
< 0,063 5		49,64		50,36	100,00	
Peso seco total (g):	50,36	50,36 Porosidad		83,59		
50,00 40,00 20,00 10,00 -2 -1 0	1 2 Valor phi	3 4 5	7 spcnmntado 2	5,00 5,00 5,00 2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi	
Estadísticos		Valor		Desig	nación	
Moda:		-		Li	mo	
Gravas (%): 0,0					-	
Arenas (%):		1,36			-	
Limo (%):		98,56			-	
Media gráfica (Mz):		4,49		Arena r	nuy fina	
Coeficiente de selección (S	5 <sub>1</sub> ):	0,31		Muy bien s	eleccionada	
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		0,00		Sime	étrica	
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		0,19		Muy platicúrtica		

		ESTADILLO DE		NTOS	
Localización:		La Cuerda del Poz	20	Fecha:	oct-14
Estación:	E02		Profundidad (m):	17	
UTM-X:	523051,1		UTM-Y:	4636670,5	
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m <sup>2</sup> ):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN GI	RANULO	MÉTRICA	
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4	>4 -2 (			0,00	0,00
> 2	-1	0,37		0,37	0,75
> 1	0	0,70		1,08	2,15
> 0,5	1	0,90		1,97	3,94
> 0,25	2	1,44		3,41	6,81
> 0,125	3	2,61		6,02	12,03
> 0,063	4	4,73		10,75	21,48
< 0,063	< 0,063 5			50,05	100,00
Peso seco total (g):	50,05		Porosidad (%):	82,85	
40,00 35,00 25,00 15,00 5,00 0,00 -2 -1 0	1 2 Valor phi		7 s acrimulado 2 2	5,00 5,00 5,00 -2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 or phi
Estadísticos		Valor		Designación	
Moda:		-		Lin	no
Gravas (%):	0,75			-	
Arenas (%):	20,73			-	
Limo (%):		78,52			-
Media gráfica (Mz):		4,19		Arena r	nuy fina
Coeficiente de selección (S	; <sub>1</sub> ):	0,88		Moderadamen	te seleccionada
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		-4,67		Muy negativa	mente sesgada
Curtosis (K <sub>G</sub> ):	0,93		Mesocúrtica		

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

	-	ESTADILLO DI	E SEDIME	NTOS		
Localización:		La Cuerda del Po	zo	Fecha:	oct-14	
Estación:		E03		Profundidad (m):	11	
UTM-X:		523778,89		UTM-Y:	4635225,44	
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m²):	0,0225	
		DISTRIBUCIÓN GRANULON		létrica		
Fracción (mm)	Valor phi Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)		
>4	-2	0,00		0,00	0,00	
> 2	-1	0,09		0,09	0,18	
> 1	0	0,08		0,17	0,33	
> 0,5	1	0,11		0,27	0,54	
> 0,25	2	0,77		1,04	2,07	
> 0,125	3	5,37		6,41	12,74	
> 0,063	4	18,32		24,72	49,17	
< 0,063 5		25,56		50,28	100,00	
Peso seco total (g): 50,28				Porosidad (%):	70,61	
30,00 25,00 20,00 0,00 5,00 -2 -1 0	1 2 Valor phi		7 Sacumulado Sacumulad	5,00 5,00 5,00 -2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi	
Estadísticos		Valor		Desig	nación	
Moda:		-		Li	mo	
Gravas (%):		0,18			-	
Arenas (%):		48,99			-	
Limo (%):		50,83			-	
Media gráfica (Mz):		3,93		Aren	a fina	
Coeficiente de selección (S	; <sub>1</sub> ):	0,80		Moderadamen	te seleccionada	
Sesgo (Sk <sub>1</sub> ):		-1,33		Muy negativa	mente sesgada	
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		1,26		Leptocúrtica		

		ESTADILLO D		NTOS	
Localización:		La Cuerda del Po	zo	Fecha:	oct-14
Estación:		E03		Profundidad (m):	24
UTM-X:		523590,43		UTM-Y:	4635286,99
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m²):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN G	RANULO	MÉTRICA	1
Fracción (mm) Valor phi		Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4	-2	0,00		0,00	0,00
> 2	-1	0,00		0,00	0,00
> 1	0	0,00		0,00	0,00
> 0,5	1	0,03		0,03	0,05
> 0,25	2	0,04		0,07	0,13
> 0,125	3	0,04		0,10	0,20
> 0,063	4	0,05		0,16	0,31
< 0,063	< 0,063 5			50,26	100,00
Peso seco total (g):	50,26		Porosidad (%):	84,63	
00,00     -2     -1     0	1 2 Valor phi	3 4 5	7 5 8 2 2	5,00 5,00 5,00 -2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi
Estadísticos		Valor		Desig	nación
Moda:		-		Li	mo
Gravas (%):	0,00			-	
Arenas (%):		0,31			-
Limo (%):		99,69			-
Media gráfica (Mz):		4,50		Arena	nuy fina
Coeficiente de selección (	S <sub>1</sub> ):	0,31		Muy bien s	eleccionada
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		0,00		Sim	étrica
Curtosis (K <sub>G</sub> ):	0,19		Muy platicúrtica		

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

		ESTADILLO D	E SEDIME	NTOS		
Localización:		La Cuerda del Po	)ZO	Fecha:	oct-14	
Estación:		E04		Profundidad (m):	21	
UTM-X:		522231,39		UTM-Y:	4633968,43	
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m²):	0,0225	
		DISTRIBUCIÓN G	RANULO	MÉTRICA		
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)	
>4	-2	0,00		0,00	0,00	
> 2	-1	0,01		0,01	0,01	
> 1	0	0,01		0,02	0,04	
> 0,5	1	0,05		0,07	0,14	
> 0,25	2	0,34		0,41	0,80	
> 0,125	3	0,13		0,54	1,07	
> 0,063	4	0,05		0,60	1,18	
< 0,063	< 0,063 5 50,19		50,79	100,00		
Peso seco total (g): 50,79			Porosidad (%):	83,42		
50,00 40,00 30,00 20,00 10,00 -2 -1 0	1 2 Valor phi	3 4 5	7 5 8 2 2	5,00 5,00 5,00 	2 3 4 5 lor phi	
Estadísticos		Valor		Designación		
Moda:		-		Li	mo	
Gravas (%): 0,01				-		
Arenas (%): 1,16					-	
Limo (%):		98,82			-	
Media gráfica (Mz):		4,49		Arena r	nuy fina	
Coeficiente de selección (S	,):	0,31		Muy bien s	eleccionada	
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		0,00		Sime	étrica	
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		0,19		Muy pla	aticúrtica	

		ESTADILLO DE SEI	DIMEN	ITOS	
Localización:		La Cuerda del Pozo		Fecha:	oct-14
Estación:		D5		Profundidad (m):	3
UTM-X:		521136,5		UTM-Y:	4639366,3
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m <sup>2</sup> ):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN GRAN	NULON	<b>/IÉTRICA</b>	l
Fracción (mm) Valor phi		Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4 -2		0,00		0,00	0,00
> 2	-1	0,00		0,00	0,01
> 1	0	0,02		0,03	0,06
> 0,5	1	0,56		0,59	1,17
> 0,25	2	8,71		9,29	18,55
> 0,125	3	13,17		22,46	44,84
> 0,063	4	8,73		31,19	62,26
< 0,063	< 0,063 5		18,91		100,00
Peso seco total (g):		50,10		Porosidad (%):	70,48
18,00 16,00 14,00 12,00 8,00 6,00 4,00 2,00 0,00 -2 -1 0	1 2 Valor phi		75 50 % 25	,00 ,00 ,00 ,00 -2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi
Estadísticos		Valor		Desig	nación
Moda:		-		Lin	mo
Gravas (%):	0,01			-	
Arenas (%):	62,25			-	
Limo (%):		37,74			
Media gráfica (Mz):		3,24		Aren	a fina
Coeficiente de selección (S	; <sub>1</sub> ):	1,23		Pobremente	seleccionada
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		-1,14		Muy negativa	mente sesgada
Curtosis (K <sub>G</sub> ):	3,13		Extremadamente leptocúrtica		

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

			ESTADILLO D	E SEDIME	NTOS		
Loca	lización:		La Cuerda del Po	)ZO		Fecha:	oct-14
Estación: D5			Profundidad (m):		6		
יט	TM-X:		521334,46			UTM-Y:	4638947,56
Método	muestreo:		Draga Ekman		Sup	erficie (m²):	0,0225
			DISTRIBUCIÓN GRANULON		MÉTRICA		
Fracción (mm) Valor phi		Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)		Peso seco (%)	
>4		-2	0,00			0,00	0,00
> 2		-1	0,32			0,32	0,64
> 1		0	0,32			0,64	1,26
> 0,5		1	0,95			1,59	3,15
> 0,25		2	5,82			7,42	14,65
> 0,125		3	7,22			14,64	28,91
> 0,063		4	9,77			24,40	48,21
< 0,063	< 0,063 5 26,22			50,62		100,00	
Peso seco total (g):			50,62		Por	osidad (%):	80,71
25,00 20,00 20,00 20,00 15,00 5,00 0,00 -2	-1 0	1 2 Valor phi		apgin 10 sacumulado %	5,00	-1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi
Esta	dísticos		Valor			Desig	nación
N	1oda:		-			Li	
Grav	Gravas (%): 0,64						-
Arenas (%):		47,57				-	
Lin	no (%):		51,79				
Media g	ráfica (Mz):		3,61			Aren	a fina
Coeficiente c	de selección (S	ı):	1,22			Pobremente	seleccionada
Ses	go (Sk <sub>i</sub> ):		-5,42			Muy negativa	mente sesgada
Curtosis (K <sub>6</sub> ): 2,7			2,75			Muy lep	tocúrtica

		ESTADILLO D	E SEDIME	INTOS	
Localización:		La Cuerda del Po	DZO	Fecha:	oct-14
Estación:	E07		Profundidad (m):	8	
UTM-X:		522007,63		UTM-Y:	4632681,48
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m <sup>2</sup> )	0.0225
			RANULO		-,
Eversión (mm)		Peso sero (g)		Peso sero acumulado (	g) Peso seco (%)
>4	-2	27.08		27.08	54 07
> 2	-1	3 39		30.47	60.84
> 1	-	1 51		31.99	63.86
> 0 5	1	1 71		33 70	67.29
> 0,5	2	6.26		39.96	79 79
> 0 125	-	5.45		45.41	90.67
> 0.063	4	1 51		46.92	93.67
> 0,003 4		3 17		50.09	100.00
Peso sero total (g):	50.09	Porosidad (%):		63.64	
30,00		10	0,00		
25,00 20,00 20,00 15,00 5,00 -2 -1 0	3 4 5	7 عدرسال العراق عدر السار العراق عدر المسار العراق عدر العراق عدر المسار المسار العراق عدر المسار المسار العراق عدر المسار المور المسار الممار المسار الممار المسار المسار المسار الممال الممام الممام ا	5,00	1 2 3 4 5 Valor phi	
Estadísticos		Valor			Designación
Moda:		-			Grava
Gravas (%):	60,84			-	
Arenas (%):	32,83			-	
Limo (%):		6,33			-
Media gráfica (Mz):		-0,54			Gravilla
Coeficiente de selección (S	5 <sub>1</sub> ):	2,04		Muy pobi	remente seleccionada
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		28,90		Muy po:	sitivamente sesgada
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		9,20		Extremadamente leptocúrtica	

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

ESTADILLO DE SEDIMENTOS					
Localización:		La Cuerda del Pozo		Fecha:	nov-14
Estación:		E07		Profundidad (m):	13
UTM-X:		521691,32		UTM-Y:	4632363,34
Método muestreo:	Método muestreo:			Superficie (m <sup>2</sup> ):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN GRANULO		MÉTRICA	
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4	-2	0,00		0,00	0,00
> 2	-1	0,04		0,04	0,08
> 1	0	0,15		0,19	0,37
> 0,5	1	0,42		0,61	1,21
> 0,25	2	3,21		3,82	7,53
> 0,125	3	4,57		8,39	16,55
> 0,063	4	6,12		14,51	28,62
< 0,063	5	36,18		50,69	100,00
Peso seco total (g):		50,69		Porosidad (%):	76,18
40,00 35,00 30,00 25,00 15,00 10,00 -2 -1 0 1 2 Valor phi			75 50 25 0	5,00 5,00 5,00 -2 -1 0 1 2 3 4 Valor phi	
Estadísticos		Valor		Desig	nación
Moda:		-		Limo	
Gravas (%):		0,08		-	
Arenas (%):		28,54			
Limo (%):		71,38		-	
Media gráfica (Mz):		4,00		Arena muy fina	
Coeficiente de selección (S <sub>I</sub> ):		0,96		Moderadamente seleccionada	
Sesgo (Sk <sub>1</sub> ):		-4,26		Muy negativamente sesgada	
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		1,30		Leptocúrtica	

ESTADILLO DE SEDIMENTOS					
Localización:		La Cuerda del Pozo		Fecha:	oct-14
Estación:		E08		Profundidad (m):	13
UTM-X:		518765,6		UTM-Y:	4633547,52
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m <sup>2</sup> ):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN GRANULO		MÉTRICA	
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4	-2	0,00		0,00	0,00
> 2	-1	0,01		0,01	0,02
> 1	0	0,04		0,05	0,09
> 0,5	1	0,12		0,16	0,32
> 0,25	2	1,10		1,27	2,51
> 0,125	3	2,70		3,96	7,86
> 0,063	4	3,91		7,87	15,62
< 0,063	5	42,54		50,41	100,00
Peso seco total (g):		50,41		Porosidad (%):	80,31
45,00 40,00 35,00 25,00 15,00 10,00 5,00 0,00 -2 -1 0 1 2 Valor phi		3 4 5	7! 50 8 2!	5,00 5,00 5,00 -2 -1 0 1 Va	2 3 4 5 lor phi
Estadísticos		Valor		Designación	
Moda:		-		Limo	
Gravas (%):		0,02		-	
Arenas (%):		15,60		-	
Limo (%):		84,38		-	
Media gráfica (Mz):		4,41		Arena muy fina	
Coeficiente de selección (S <sub>I</sub> ):		0,58		Moderadamente bien seleccionada	
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		-1,74		Muy negativamente sesgada	
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		0,60		Muy platicúrtica	

# GRANULOMETRÍA SEDIMENTOS

	•	ESTADILLO DE	SEDIME	NTOS	
Localización:		La Cuerda del Pozo		Fecha:	nov-14
Estación:		S8P		Profundidad (m):	14
UTM-X:		523103,19		UTM-Y:	4632825,75
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m²):	0,0225
		DISTRIBUCIÓN GRANULO		MÉTRICA	
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)
>4	-2	0,00		0,00	0,00
> 2	-1	0,14		0,14	0,27
> 1	0	0,29		0,43	0,84
> 0,5	1	1,46		1,89	3,72
> 0,25	2	14,93		16,82	33,15
> 0,125	3	21,70		38,52	75,90
> 0,063	4	6,20		44,72	88,12
< 0,063	5	6,03		50,75	100,00
Peso seco total (g):		50,75		Porosidad (%):	68,77
20,00 20	-2 -1 0 1 2 3 4 5   Valor phi Valor phi Valor phi Valor phi Valor phi			2 3 4 5 lor phi	
Estadísticos		Valor Desi		nación	
Moda:		-		Arena fina	
Gravas (%):		0,27			
Arenas (%):		87,84		-	
Limo (%):		11,88		-	
Media gráfica (Mz):		2,49		Arena media	
Coeficiente de selección (S <sub>I</sub> ):		1,10		Pobremente seleccionada	
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		1,80		Muy positivamente sesgada	
Curtosis (K <sub>g</sub> ):		1,82		Muy leptocúrtica	

ESTADILLO DE SEDIMENTOS						
Localización:		La Cuerda del Pozo		Fecha:	oct-14	
Estación:		S9P		Profundidad (m):	4	
UTM-X:		516642,38		UTM-Y:	4634529,5	
Método muestreo:		Draga Ekman		Superficie (m²):	0,0225	
		DISTRIBUCIÓN GRANULO		MÉTRICA		
Fracción (mm)	Valor phi	Peso seco (g)		Peso seco acumulado (g)	Peso seco (%)	
>4	-2	2,13		2,13	4,18	
> 2	-1	0,26		2,39	4,69	
> 1	0	0,67		3,06	5,99	
> 0,5	1	2,36		5,42	10,62	
> 0,25	2	6,11		11,52	22,59	
> 0,125	3	7,90		19,42	38,09	
> 0,063	4	5,79		25,21	49,44	
< 0,063	5	25,78		50,99	100,00	
Peso seco total (g):		50,99	50,99 Porosidad (%):		74,03	
25,00 20,00 20,00 15,00 10,00 5,00 -2 -1 0		7: 900-00-00-00-00-00-00-00-00-00-00-00-00-	5,00 5,00 -2 -1 0 1 2 3 4 5 Valor phi			
Estadísticos		Valor		Designación		
Moda:		-	- L		imo	
Gravas (%):		4,69				
Arenas (%):		44,76		-		
Limo (%):		50,56		-		
Media gráfica (Mz):		3,38		Arena fina		
Coeficiente de selección (S <sub>I</sub> ):		1,67		Pobremente seleccionada		
Sesgo (Sk <sub>i</sub> ):		-14,04		Muy negativamente sesgada		
Curtosis (K <sub>G</sub> ):		5,45		Extremadamente leptocúrtica		