

**SERVICIO PARA EL ESTUDIO DE LAS POSIBLES CAUSAS DE LA RECIENTE
MORTANDAD DE PECES EN EL EMBALSE DE LA CUERDA DEL POZO.
ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES Y DE LA BIOMASA PISCÍCOLA
MEDIANTE TÉCNICAS HIDROACÚSTICAS**

REF. INTERNA: EC16003_POSTCARPA_CdP_v05



Valladolid, 20 de abril de 2016

Polígono de Cros, Edif. 5, Nave 8
39.600 - Mallaño (Cantabria)
web: www.ecohydros.com
T: +34 942 25 23 93/94 F: +34 942 26 90 12
CIF: B-39564380



**SERVICIO PARA EL ESTUDIO DE LAS POSIBLES CAUSAS DE LA
RECIENTE MORTANDAD DE PECES EN EL EMBALSE DE LA CUERDA
DEL POZO. ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES Y DE LA
BIOMASA PISCÍCOLA MEDIANTE TÉCNICAS HIDROACÚSTICAS**

Dirección (Confederación Hidrográfica del Duero)

Noemí Hernández García

Pablo Seisdedos Fidalgo

Autores

Agustín Monteoliva Herreras

Alberto Criado Delgado



ÍNDICE

1	PRESENTACIÓN.....	1
2	DESCRIPCIÓN DEL ÁMBITO DE ESTUDIO	3
3	RESUMEN DE LOS ESTUDIOS CENSALES	4
3.1	Aspectos metodológicos.....	4
3.2	Resultados	7
3.2.1	<i>Estudio censal de 2015</i>	7
3.2.2	<i>Evolución de la ictiocenosis del embalse</i>	10
3.2.3	<i>Resultados en relación a la mortandad de carpas</i>	12
4	ESTUDIO DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA CARPA Y EL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE	14
4.1	Aproximación metodológica	14
4.1.1	<i>Aportaciones externas de nutrientes</i>	16
4.1.1.1	Submodelo hidrológico y de nutrientes.....	16
4.1.1.2	Submodelo ganadero	17
4.1.2	<i>Módulo de excreción de peces</i>	18
4.1.3	<i>Estudio de repercusiones en la calidad del embalse</i>	23
5	CONCLUSIONES	29
6	BIBLIOGRAFÍA.....	35
	APÉNDICE: ESTUDIO CENSAL DE LA ICTIOFAUNA DEL EMBALSE EN EL AÑO 2015.....	38

RELACIÓN DE FIGURAS

Figura 1. Situación del embalse de la Cuerda del Pozo y detalle de su cuenca de drenaje	3
Figura 2. Proceso de obtención de métricas de peces en masas de agua no vadeables aplicado en el presente Estudio	4
Figura 3. Ecograma en el que se muestra la señal de un pez de gran talla en una profundidad de unos 12 m y señales menores de burbujas e invertebrados.	8
Figura 4. Evolución de la densidad de peces en el embalse de La Cuerda del Pozo (nótese que la escala vertical es logarítmica)	11
Figura 5. Evolución de la biomasa de peces en el embalse de La Cuerda del Pozo	11
Figura 6. Diagrama de las relaciones entre variables en el modelo de excreción de la carpa	20
Figura 7. Masa mensual de nutrientes excretada por las carpas extraídas del embalse	22
Figura 8. Carga diaria (gráfico superior) y mensual (gráfico inferior) de fósforo debida a las aportaciones externas y a la excreción de las carpas extraídas del embalse durante la mortandad.....	23
Figura 9. Planteamiento general del modelo CAEDYM.....	25
Figura 10. Resultado de la simulación dinámica en la concentración de cianobacterias (expresada como clorofila a) en la columna de agua a lo largo del periodo de abril a octubre de 2015. A la izquierda, el escenario considerando el stock de carpas y, a la derecha, sin la contribución de la excreción de las carpas.	27
Figura 11. Regresión potencial entre la carga total de fósforo (Carga P) durante los meses de abril a octubre de 2015 y el percentil 95 la concentración de ficocianinas, como indicador de biomasa de cianobacterias.....	27
Figura 12. Relación entre la concentración de ficocianinas (FCeq), recuentos celulares (CIANOeq) y biovolumen (BVe) de cianobacterias, potencial concentración de cianotoxina (CYNeq), y el riesgo en aguas de abastecimiento y baño (CHD, 2015). Sistema de indicadores calibrado específicamente para el embalse de La Cuerda del Pozo.....	28
Figura 13. Esquema del método de censado de poblaciones ícticas en un embalse.	39
Figura 14. Esquema del método de censado de poblaciones ícticas en un embalse.	41
Figura 15. Acción de calado de las redes (izq.) y peces capturados (dcha.).....	44
Figura 16. Pesca eléctrica desde embarcación.....	44
Figura 17. Distribución de los hábitats bentónicos definidos en el embalse de Cuerda del Pozo	45
Figura 18. Distribución de los hábitats pelágicos definidos en el embalse de Cuerda del Pozo	46
Figura 19. Ejemplo de ajuste de curva al semivariograma para el interpolado espacial	47
Figura 20. Distribución de sectores en el embalse de Cuerda del Pozo	48
Figura 21. Evolución del volumen embalsado en el embalse durante el ciclo hidrológico 2015	49
Figura 22. Perfiles físico-químicos realizados durante el muestreo en la zona más profunda del embalse	50
Figura 23. Trayectorias seguidas en el sondeo hidroacústico del embalse.....	51

<i>Figura 24. Ejemplo de ecograma del haz vertical del embalse de Cuerda del Pozo.....</i>	<i>52</i>
<i>Figura 25. Celdas de análisis de hidroacústica y representación de la densidad de peces. Cada punto representa una celda de 50 m de longitud.</i>	<i>54</i>
<i>Figura 26. Ubicación de las redes de muestreo y recorridos de pesca eléctrica.</i>	<i>56</i>
<i>Figura 27. Composición de la asociación obtenida mediante redes.....</i>	<i>57</i>
<i>Figura 28. Histogramas de frecuencias de capturas en clases de longitud de 5 mm.....</i>	<i>58</i>
<i>Figura 29. Ubicación de los recorridos de pesca eléctrica realizados en el embalse</i>	<i>59</i>
<i>Figura 30. Composición de la asociación obtenida mediante pesca eléctrica</i>	<i>60</i>
<i>Figura 31. Celdas de análisis de hidroacústica y representación de la biomasa de peces en los diferentes estratos de profundidad.....</i>	<i>62</i>

RELACIÓN DE TABLAS

<i>Tabla 1. Descripción de las redes de muestreo empleadas.....</i>	<i>43</i>
<i>Tabla 2. Estratos considerados en el embalse de Cuerda del Pozo por sector.....</i>	<i>48</i>
<i>Tabla 3. Densidad de peces (ind/dam³) por estratos, estimada mediante acústica</i>	<i>52</i>
<i>Tabla 4. Especies capturadas en el muestreo</i>	<i>55</i>
<i>Tabla 5. Resultados de las pescas con red por especies</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 6. Resultados de la pesca eléctrica por especies.....</i>	<i>59</i>
<i>Tabla 7. Biomasa de peces por estratos (g/m²) estimada mediante acústica</i>	<i>61</i>
<i>Tabla 8. Densidades (ind/dam³) y biomاسas (g/m²) por especie y sector</i>	<i>63</i>

1 PRESENTACIÓN

Durante el mes de septiembre del año 2015 se produjo una mortandad masiva de carpas en el embalse de La Cuerda del Pozo (Soria), que se saldó con una estimación de 66.272 ejemplares y unas 110 toneladas en peso fresco de carpas recogidas por los servicios de la Junta de Castilla y León (JCyL en adelante) y de la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD en adelante).

En aquel momento se realizaron una serie de trabajos de recogida y análisis de ejemplares muertos, y se redactaron diferentes informes técnicos sobre las posibles causas, todo lo cual quedó recogido en el *INFORME CONJUNTO DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL DUERO Y DE LA JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN SOBRE LA MORTANDAD PISCÍCOLA OCURRIDA EN EL MES DE SEPTIEMBRE DE 2015 EN EL EMBALSE DE LA CUERDA DEL POZO (SORIA)*, emitido el 28 de octubre de 2015, y al que nos referiremos en lo sucesivo como “Informe sobre la mortandad de carpas”.

Aunque el agente y mecanismo concreto por el que se ha producido la mortandad haya quedado enmascarado, en aquel momento fue posible descartar una serie de agentes causales y se estableció un posible cuadro etiológico multicausal, en el que debían confluir diferentes procesos predisponentes, facilitadores y desencadenantes:

- a) Dinámica poblacional de una cohorte exitosa de carpas, cuya edad se estimó en unos 5 años.
- b) Cambios ambientales que desde el año 2010 se vienen produciendo en el embalse, como consecuencia del descenso del grado de eutrofización debido a la puesta en marcha del Sistema de Saneamiento y Depuración del Alto Duero. Esto supone un descenso de la productividad biológica del ecosistema.
- c) Eventos hidro-meteorológicos estivales extraordinarios, que se produjeron en agosto de 2015, un par de semanas antes de la mortandad.

Sin embargo, hay aspectos importantes en torno a este evento que merecen ser estudiados con mayor detenimiento, con el objetivo de obtener información cuantitativa sobre las poblaciones de peces que arroje mayor certeza sobre este diagnóstico, y también extraer lecciones sobre la evolución del ecosistema en respuesta a las condiciones ambientales y presiones (menores con el tiempo) a las que está sometido, y también a las repercusiones que

las poblaciones de estas especies pueden tener sobre el estado trófico y el potencial ecológico del embalse.

Este caso ilustra las interacciones y dependencias funcionales que existen entre las ictiocenosis y el potencial ecológico del embalse, sin olvidar que este último concepto en sí mismo ya vincula la calidad del agua con la composición de las comunidades biológicas. Se evidencia por tanto una clara imbricación entre la gestión del recurso de peces de los embalses, la biodiversidad (especialmente cuando se trata de especies invasoras) y el estado trófico del ecosistema, que a su vez, determina en gran medida su potencial ecológico en la acepción de la Directiva Marco del Agua (en adelante, DMA).

Esta información resultará de gran utilidad para adoptar en el futuro medidas de gestión del estado/potencial ecológico de la masa de agua que tengan en cuenta las biocenosis de peces, tanto en este embalse como en otras masas de agua en las que puedan concurrir circunstancias similares. Por este motivo, las administraciones competentes en ambas materias (CHD y JCyL) han decidido coordinarse para realizar el presente Estudio, en reconocimiento a la realidad en la que los aspectos de gestión de un recurso vivo y del estado de un ecosistema son interdependientes, evidenciada en este caso de mortandad masiva de una especie que, según sentencia del Tribunal Supremo, debería considerarse exótica e invasora.

En consecuencia, y siguiendo además algunas de las recomendaciones que se plasmaron en el “Informe sobre la mortandad de carpas”, consta este trabajo de dos actividades principales, dirigidas en su conjunto a confirmar el diagnóstico de la mortandad de carpas, a conocer el estado y evolución histórica de la ictiocenosis del embalse y a analizar su relevancia en el estado trófico del sistema:

- a) Estimación de biomasa y clases de talla de las diferentes especies que conforman la ictiocenosis y análisis de su evolución temporal.
- b) Estimación de la contribución de la población de carpa al estado trófico de la masa de agua y, en consecuencia, de los aspectos positivos de la reducción de sus poblaciones.

2 DESCRIPCIÓN DEL ÁMBITO DE ESTUDIO

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). 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 2 176 ha en su máximo nivel normal, longitud máxima de 12 km, profundidad media de 10 m y máxima de 36 m. Su capacidad máxima original es de 229,2 hm³. 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.

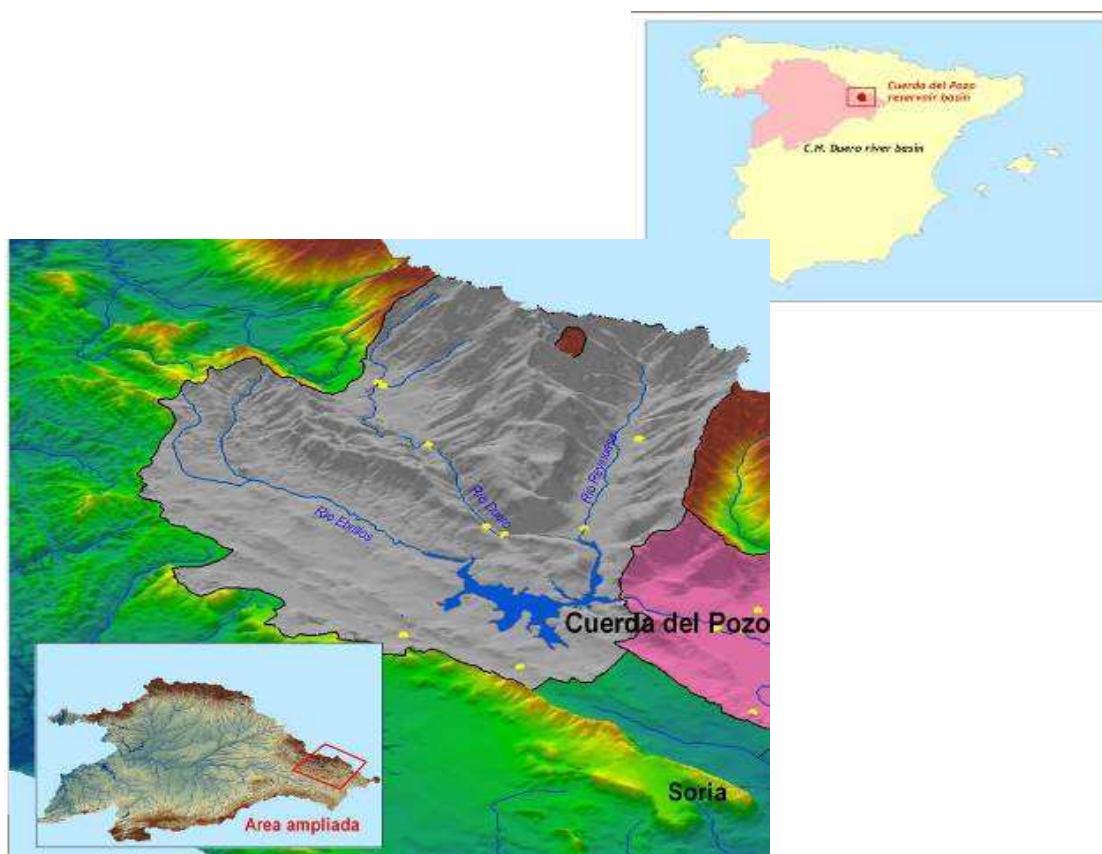


Figura 1. Situación del embalse de la Cuerda del Pozo y detalle de su cuenca de drenaje

3 RESUMEN DE LOS ESTUDIOS CENSALES

En el APÉNDICE a este documento se facilita una versión *in extenso* de la campaña de evaluación de la ictiocenosis del embalse y de los resultados obtenidos, y en este apartado se extraen los aspectos más relevantes, que incluyen las apreciaciones sobre la evolución temporal de los peces en el embalse a partir de la revisión de los censos realizados por la CHD en años anteriores (2010 y 2013).

3.1 Aspectos metodológicos

Entre el 8 y 16 de octubre de 2015 se realizó una prospección científica multihábitat de la densidad y biomasa de la ictiofauna del embalse, utilizando para ello técnicas combinadas de hidroacústica (muestreo sistemático mediante ecosondeo vertical y horizontal) y pesca con artes pasivas (redes agalleras multipaño) y activas (pesca eléctrica desde embarcación).

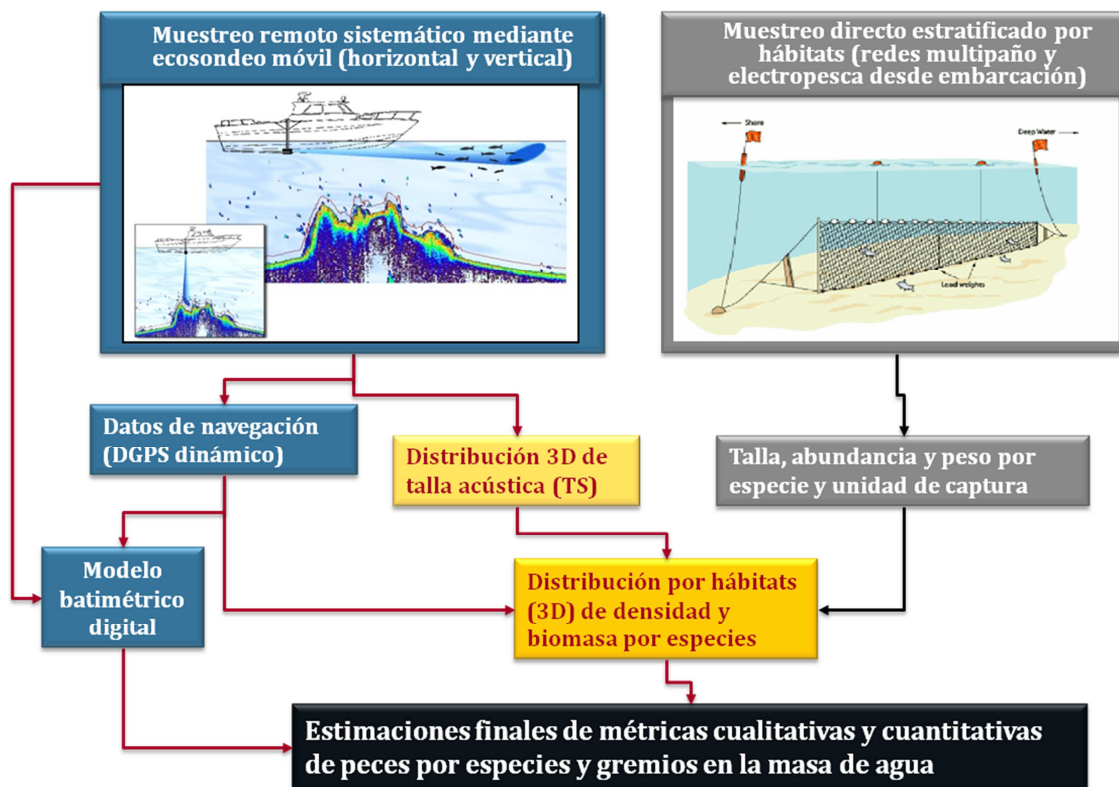


Figura 2. Proceso de obtención de métricas de peces en masas de agua no vadeables aplicado en el presente Estudio

Este compendio de técnicas representa la mejor aproximación estandarizada disponible para estimar la magnitud de las poblaciones de peces en un embalse. En la zona de aguas abiertas no vadeables se puede alcanzar una cuantificación mediante ecosondeo, mientras que en las zonas litorales muy someras aporta una estimación semicuantitativa que permite trazar la evolución temporal de las poblaciones de las diferentes especies establecidas en el embalse.

Los dispositivos y técnicas de trabajo aplicadas se han ajustado a las normas estándar y mejores técnicas disponibles sobre la materia, tal y como se detalla en el Apéndice a este documento.

La aproximación metodológica adoptada (combinación de hidroacústica con artes científicas de muestreo directo) se considera óptima porque presenta un alto rendimiento y porque en embalses estratificados no se obtienen datos representativos de densidad y biomasa de peces usando solamente redes multiagalleras (p.e. WISER, 2011). En su conjunto permite establecer comparaciones muy robustas entre masas de agua y entre diferentes muestreos dentro de la misma masa de agua.

En relación a la validez y vigencia de las técnicas de trabajo empleadas, son de particular relevancia las referencias siguientes: CEN TC 230 (2003), CEN TC 230 (2005), CEN prEN 15910 (2009), HATELEY ET AL. (2013). Además, se ha ampliado el alcance de la norma sobre muestreo con redes agalleras (CEN TC 230, 2005) mediante la extensión para tallas grandes recomendada para masas de agua habitadas por grandes ciprínidos en ŠMEJKAL ET AL. (2015), que consiste en 4 paños de 10 m de longitud cada uno, con luz de malla entre 70 y 135 mm.

Se han realizado ecosondeos móviles verticales y horizontales simultáneos en un total de 83 km, lo que supone una cobertura 5 veces superior al criterio estándar (10 veces si se tiene en cuenta que se trabaja con dos transductores simultáneamente).

El post-proceso de los datos hidroacústicos ha seguido las siguientes pautas:

- Correcciones geométricas (orientación, offset, profundidad de transductores).
- Corrección de rango: Ganancia gronovariable (TVG): $40\log R$ en ecoconteo y $20\log R$ en eointegración.
- Detección del fondo.
- Obtención de parámetros de detección de eco individual.
- Filtrado de ruido y detección de rastros o “tracks” de peces mediante ajuste caso por caso del algoritmo del Detector de Filtro Cruzado CFD (Balk et al., 2005). Este proceso se ha hecho por duplicado, una vez para los bancos de alburnos y otra para el resto de señales de peces.

- Estimación de la talla acústica (TS) corregida y otros estadísticos de las detecciones.
- Definición de celdas de análisis (50 m de longitud y profundidad variable según estratificación vertical de temperatura y oxígeno disuelto).
- Aplicación de la ecuación de conversión de TS a longitud furcal y a biomasa mediante la ecuación de conversión adecuada.
- Estimación de la densidad y biomasa de peces basada en el volumen de la celda y los ecos o “tracks” detectados.
- Distribución por especies a partir de los resultados de las pescas directas.
- Estimaciones globales mediante ponderación por el volumen de cada hábitat y suma de las estimaciones obtenidas para bancos de alburnos por un lado y para el resto de señales de peces por otro.

Los muestreos con artes pasivas (red agallera) se han realizado en un total de 21 puntos repartidos entre los diferentes sectores y hábitats definidos, de los cuales se han totalizado 12 esfuerzos con redes bentónicas estándar (cada esfuerzo o lance se extiende normalmente a lo largo de una noche), otros 12 con redes bentónicas para tallas grandes, también han sido 12 los esfuerzos con redes pelágicas de diferente tipo y 7 con redes pelágicas para tallas grandes.

Esto supone en total un esfuerzo agregado de 53 unidades, considerando la unidad de esfuerzo como 45 m² de red desplegada durante 12 horas.

La pesca eléctrica desde embarcación, con un equipo especial para aguas no vadeables, se ha realizado en un total de 12 recorridos paralelos a la orilla, que han totalizado casi 6,5 km, siempre durante las horas posteriores al anochecer.

Por otro lado, se disponía de dos estudios censales más, realizados con técnicas comparables, promovidos por la CHD y que se realizaron en los años 2010 y 2013, como parte de los seguimientos biológicos en el contexto de la Directiva Marco del Agua. Los muestreos anteriores se realizaron durante el periodo de estratificación térmica, pero esta campaña se ha desarrollado cuando ya la termoclina estaba muy hundida y la temperatura media del agua en la zona habitable había bajado de 15°C, y eso podría suponer un cierto descenso en la capturabilidad y detectabilidad de los peces como consecuencia de la inhibición de la actividad debida al descenso de la temperatura del agua.

Por otro lado, a lo largo de estos años se han producido algunas modificaciones en el procesado de la información de este tipo de estudios, y para que resulten más directamente

comparables los resultados ha sido necesario reprocesar todos los datos de manera completamente homogénea, tarea que se ha ejecutado también dentro del presente Estudio. La principal modificación consiste en la aplicación de una ecuación para convertir la talla acústica en talla física, más específica de grandes ciprínidos (FROUZOVA ET AL., 2005) que la que se aplica con carácter general (LOVE, 1977).

Se dispone por lo tanto de tres muestreos razonablemente comparables entre sí y realizados a lo largo de 5 años, es decir, que prácticamente abarcan la historia vital de la cohorte de carpas que ha protagonizado la mortandad. Otros estudios más antiguos también aportan información más cualitativa que permite trazar la evolución de la composición específica de la ictiocenosis.

3.2 Resultados

3.2.1 Estudio censal de 2015

Los valores de densidad de peces obtenidos mediante hidroacústica son muy bajos y en promedio ($0,122 \text{ ind/dam}^3$) representan un valor cercano al percentil 5 de una serie de 80 embalses evaluados por este equipo técnico. La biomasa ($0,479 \text{ g/m}^2$) es proporcionalmente más alta, pues en esa clasificación de 80 embalses ya estaría en torno al percentil 25.

Los tres estratos de profundidad definidos (capas) se corresponden con:

1. UOW: Superficial (insonificación horizontal), hasta 5 m de profundidad.
2. MOW: Intermedio, entre 5 y 17 de profundidad, es decir, hasta el límite inferior de la porción normóxica de la columna de agua.
3. LOW: Profundo, desde 17 m hasta el fondo, que en el punto de mayor profundidad presenta cerca de 28 m, y que es la capa en la que no hay oxígeno.

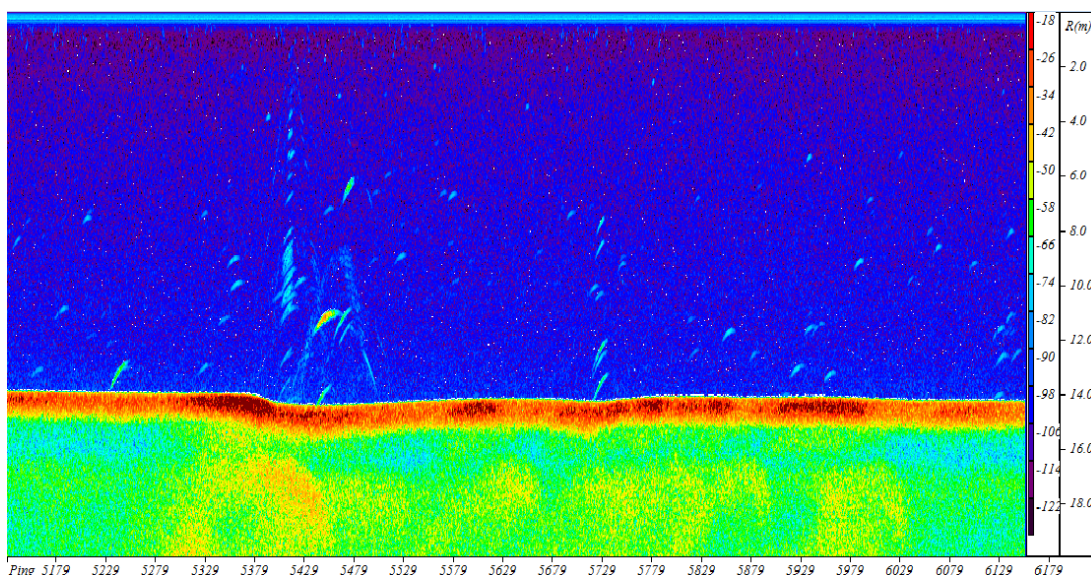


Figura 3. Ecograma en el que se muestra la señal de un pez de gran talla en una profundidad de unos 12 m y señales menores de burbujas e invertebrados.

La densidad más alta se ha registrado en el estrato intermedio y la mínima en la inferior y en cuanto a la distribución horizontal, la zona de mayor densidad relativa de peces es el brazo norte del embalse, por el que discurre el cauce del río Duero y en menor medida la cola del embalse cercana al río Ebrillos. Se aprecian incluso algunas señales de peces de gran talla en la zona anóxica.

En los muestreos realizados se han capturado ejemplares de seis especies diferentes, de las que solamente dos son autóctonas (barbo común y trucha común), y el resto son alóctonas: Carpa común, *black bass*, alburno y lucioperca, especies todas ellas que están consideradas como exóticas invasoras en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (aprobado por el Real Decreto 630/2013), salvo la carpa, que si bien aún no está catalogada oficialmente, es previsible que lo esté en un futuro próximo, a tenor de la reciente sentencia del Tribunal Supremo que ha considerado que se debe ampliar a esta especie el ámbito de aplicación del citado catálogo.

El alburno (*Alburnus alburnus*) domina en número la ictiocenosis del embalse, constituyendo la mitad de las capturas, a pesar de que el número y densidad de bancos registrados en los ecogramas son inferiores a los que se observan en los embalses en los que esta especie está bien implantada; en términos de biomasa, sin embargo, apenas representa el 1%. La lucioperca (*Sander lucioperca*) conforma la cuarta parte de las capturas, una proporción excepcional para un depredador, y la carpa apenas el 5% después de la mortandad. A pesar de ello, esta especie es todavía dominante en biomasa (36%)

debido al sesgo hacia tallas grandes que presenta su población; no obstante, está en un rango similar al barbo y lucioperca. La trucha común (*Salmo trutta*) mantiene una presencia anecdótica.

Exceptuando el alburno y en menor medida la lucioperca, ninguna de las especies refleja en las capturas una distribución de tallas propia de una población bien estructurada. Aparte de estas especies la única que presenta ejemplares de tallas subadultas es el *black bass* (*Micropterus salmoides*), aunque las capturas de esta especie han sido muy escasas.

No se ha obtenido captura alguna de carpa ni barbo de tallas inferiores a 40 cm (apartado 3.2. del Apéndice), es decir, que no se detectan individuos de edades sensiblemente inferiores a 5 años, cuando en muestreos anteriores realizados con las mismas técnicas y en hábitats similares sí se obtenían individuos de menor talla y edad.

En definitiva, se aprecia el efecto de una fuerte presión de depredación de la lucioperca sobre todas las especies no carnívoras, con la consecuencia de una ausencia aparente de individuos procedentes de reclutamientos de los últimos 5 años. Incluso en el alburno, especie productiva y gregaria, y a pesar de presentar una estructura poblacional más estable, su número ha descendido también y se mantiene en una magnitud contenida, lo que muy probablemente responde también a dicha presión. Esto conlleva que las poblaciones de grandes ciprínidos (barbo y carpa) del embalse no tienen viabilidad mientras la población de luciopercas no colapse.

El ejercicio teórico de restituir a la población de carpas los individuos retirados en el episodio de mortandad masiva sitúa a la biocenosis previa a la mortandad en un escenario de absoluta dominancia de la carpa adulta de gran talla, tanto en densidad como en biomasa. Ese retrocálculo permite estimar que la densidad total de peces antes de la mortandad era de 0,65 ind/dam³ y la biomasa de 8,3 g/m², que en el conjunto de embalses estudiados corresponderían a un percentil 19 y 90, respectivamente. Esto refleja que la biomasa de carpas era anormalmente alta en el conjunto de la ictiocenosis del embalse.

Se constata además que la población remanente de carpa constituye poco más del 1% de la que existía antes de la mortandad (quizás algo más en realidad debido a la inhibición observada durante los trabajos de campo, pero en todo caso una fracción menor), y además no se detectan individuos de tallas menores, de lo que se colige una difícil recuperación de la población de esta especie en el embalse, al menos mientras persistan

las circunstancias ecológicas actuales de oligotrofización y presión depredadora de la lucioperca.

3.2.2 Evolución de la ictiocenosis del embalse

La revisión y reprocesado de datos de estudios anteriores permite trazar además una evolución temporal de la ictiocenosis del embalse muy clara. En lo que se refiere a la composición de la comunidad, en el año 2007 ya había una presencia significativa de lucioperca y de carpa, pero aún el barbo común dominaba la asociación y todavía se detectaban bogas del Duero (*Pseudochondrostoma duriense*) y bordallos (*Squalius carolitertii*), dos especies autóctonas que tradicionalmente abundaban en esta masa de agua.

En el año 2010 ya se detectaron los primeros alburnos y la población de lucioperca ya era dominante en número, aunque no en biomasa porque se trataba de individuos jóvenes en su mayoría. En ese momento, todavía dominaba el barbo, tanto en número como en biomasa, pero ya no se capturaron bogas ni bordallos.

La tendencia se confirmó en el año 2013, en el que ya la carpa dominaba en biomasa y la lucioperca en número. La población de barbo ya había menguado y la del alburno alcanzaba un máximo.

Lo que refleja la mortandad de carpas y el estudio de la población remanente en el año 2015 es una confirmación de esa tendencia a la desaparición de las especies autóctonas (sus tallas menores son prácticamente inexistentes) y a la dominancia de la lucioperca e incluso la aparición de *black bass*, otro carnívoro catalogado como invasor.

A lo largo de este ciclo de casi 10 años, y como consecuencia de la presión depredadora, la densidad de peces ha ido descendiendo (figura 4), excepto la del alburno que alcanzó un máximo en el año 2010.

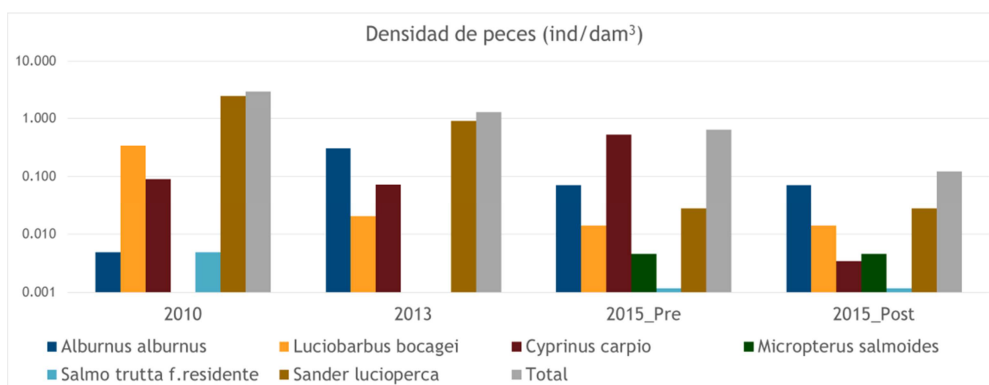


Figura 4. Evolución de la densidad de peces en el embalse de La Cuerda del Pozo (nótese que la escala vertical es logarítmica)

Por el contrario, la biomasa se ha incrementado notablemente entre los años 2013 y 2015 hasta el momento de la mortandad (figura 5). Este incremento se ha debido al crecimiento de la población de carpas, porque la especie que dominaba la biomasa en 2010 (barbo) ha reducido notablemente sus efectivos y también la lucioperca ha menguado sus poblaciones y biomasa total.

Tras la mortandad, la biomasa total se ha quedado en aproximadamente la cuarta parte de la que se estimó en el año 2010.

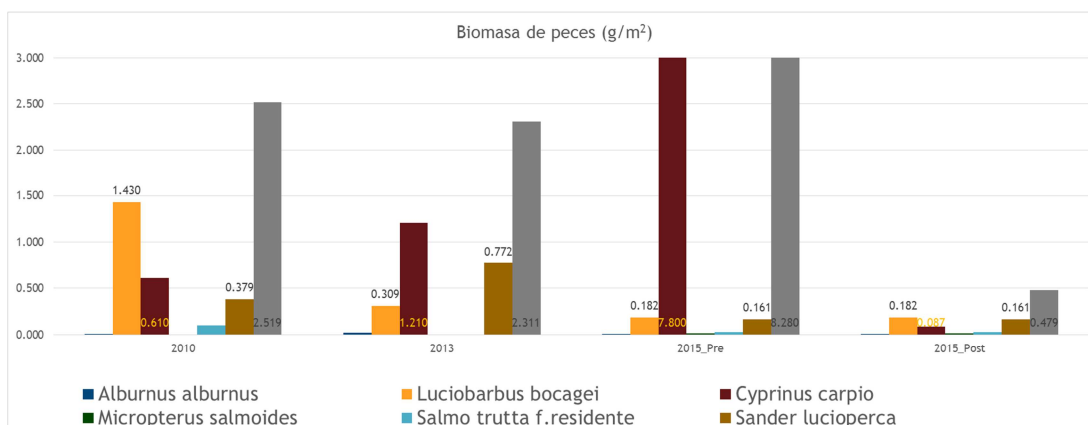


Figura 5. Evolución de la biomasa de peces en el embalse de La Cuerda del Pozo

En concreto la carpa sufrió una selección hacia tallas grandes muy acusada, en la que una cohorte se ha desarrollado antes de que la presión de la lucioperca fuera lo bastante intensa. Esa cohorte ha crecido utilizando recursos abundantes en una situación de elevado estado trófico del embalse; aun cuando el estado trófico de la masa de agua comenzara a menguar como consecuencia de la puesta en marcha de los sistemas de tratamiento en el año 2010, los recursos bentónicos han podido seguir manteniéndose unos años más a costa

de la materia orgánica acumulada en los sedimentos tras las floraciones algales que se habían producido anteriormente. Se puede decir que el descenso de estos recursos como consecuencia de la oligotrofización del sistema tiene un retardo temporal que genera una inercia que las carpas han aprovechado hasta el último momento.

El otro gran ciprinido, el barbo, no ha podido explotar tan eficientemente esos recursos profundos sometidos a periodos de anoxia y ha ido menguando paulatinamente su población. Es decir, para una especie bentívora como la carpa en su fase adulta, la oligotrofización del embalse ha tenido un efecto diferido y repentino, mientras que el barbo ha sufrido una regulación paulatina.

3.2.3 Resultados en relación a la mortandad de carpas

Los análisis realizados sobre las poblaciones actuales e históricas de carpas en el embalse ofrecen información relevante para interpretar la mortandad masiva de carpas del año 2015.

El postulado más plausible a tenor de los indicios puestos de relieve y posibles causas descartadas en el primer “Informe sobre la mortandad de carpas” es que la población de carpas del embalse se había quedado reducida a prácticamente una cohorte de unos 5 años de edad que se desarrolló en unas condiciones de productividad del ecosistema que han variado a la baja durante este periodo, llevando al límite de explotación de los recursos potenciales.

En la cadena de acontecimientos que ha desencadenado la mortandad, es decir, que explicaría el carácter repentino y drástico del proceso, habrían intervenido las altas temperaturas estivales, el descenso del hábitat disponible en la situación de mínimas reservas hídricas y los cambios repentinos de temperatura producidos por los fenómenos tormentosos de ese mes de agosto, que afectaron más directamente a la zona bentónica.

Esto se explica porque el agua de los tributarios tiene menor temperatura (hubo granizadas intensas en la zona inmediata al embalse) y mayor carga de sólidos en suspensión que la del embalse en ese momento (registradas ambas por las estaciones de medición en continuo desplegadas en los tributarios con motivo del proyecto Life ROEM+), lo que provoca corrientes de densidad que se deslizan por el fondo del embalse, como se pudo comprobar en los perfiles de turbidez realizados, que registraban una capa nefeloide (alta turbidez) profunda. Es precisamente en esa zona donde está la reserva de alimento para la carpa adulta, que se ha visto expuesta directamente a grandes cambios térmicos y

a un mayor declive de los invertebrados bentónicos, recurso que vendría escaseando ya a raíz del proceso de oligotrofización del embalse.

Los estudios censales realizados demuestran que si solamente murieron carpas adultas no era porque el agente causal tuviera que ver con la talla, como ocurre con algunos tipos de contaminantes o de procesos (ácido sulfídrico, anoxia), sino porque efectivamente hay un déficit de tallas menores.

El análisis de la evolución de la estructura de tallas de la lucioperca a lo largo de estos años permite confirmar que se trataba de una cohorte de carpas que alcanzó tallas demasiado grandes para ser depredadas por la lucioperca, antes de que su población alcanzara tallas adultas y eficientes en la depredación de juveniles y subadultos de carpas y barbos.

El colapso poblacional ha sido exhaustivo (se estima que más del 95% de la población de carpas ha podido sucumbir en el evento de mortandad) y las cifras resultantes indican que muy probablemente la biomasa de peces bentívoros (carpas y barbos) antes de la mortandad (8 g/m^2) estaba muy cerca de la capacidad de carga del sistema.

Esta apreciación se basa en análisis teóricos de estimación de capacidad de carga a partir de diferentes índices de productividad generales basados en las concentraciones medias de fósforo total y de clorofila *a* en los últimos años (Granado & García-Novo, 1986; Jørgensen et al., 1991). Mediante este tipo de cálculo se obtienen biomásas teóricamente sostenibles de peces de entre 90 y 140 t, cuando solamente en la mortandad ya se han contabilizado 110 t de carpas.

4 ESTUDIO DE LA INTERACCIÓN ENTRE LA CARPA Y EL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE

4.1 Aproximación metodológica

La biomasa de carpas extraída del embalse durante la mortandad se puede considerar excedentaria en la actual situación trófica del ecosistema; de hecho la mortandad puede constituir una prueba indirecta de que la moderación en la aportación de nutrientes, consecuencia de los sistemas de tratamiento y depuración de aguas residuales, provoca un reajuste a la baja de la biomasa potencial de peces.

Como ya se demostró en el informe emitido en octubre de 2015, y anteriormente citado, la biomasa de fitoplancton ha descendido desde el año 2010, y también la frecuencia y magnitud de las proliferaciones de cianobacterias. Cabe esperar que esta reducción de la producción primaria se transmita hacia arriba a los demás niveles de la red trófica, incluyendo evidentemente los peces.

Si bien es cierto que el objetivo principal de este trabajo, fruto de un esfuerzo coordinado de la CHD y de la JCyL, es completar la información para aproximarse a un diagnóstico de la mortandad de carpas, estos análisis y estimaciones pueden también ofrecer enseñanzas de gran valor añadido como herramientas para la gestión activa, tanto en procesos de oligotrofización como de restitución de biocenosis autóctonas. De ahí el interés que las citadas administraciones han puesto en evaluar también estos aspectos, tomando la mortandad como una oportunidad que aporta información para mejorar la gestión de la eutrofización y de las poblaciones de peces en los embalses.

La carpa es una especie que, en su estado adulto, se alimenta preferentemente de organismos y detritos del bentos, en una dieta basada en la succión y filtrado inespecífico de partículas es decir, es de hábitos omnívoros y bentívoros, por lo que tiene que estar en contacto con zonas profundas del embalse en las que haya suficientes recursos. Además, las carpas de estas tallas, por encima de los 30 cm, tienen mayor preferencia por los invertebrados que viven en y dentro (epi y endofauna) de los sedimentos, y disminuyen su omnivoría (PIETSCH & HIRSCH, 2015).

En un embalse como el de La Cuerda del Pozo, en el que el descenso de la lámina de agua es acusado durante el verano, los recursos tróficos asociados a las zonas bentónicas litorales son escasos, debido a que la deposición de materia orgánica es menor, no se desarrolla

vegetación hidrofítica y los sedimentos son más gruesos y están sometidos a una hidrodinámica más elevada.

En esta situación, son los sedimentos finos depositados en zonas más profundas, en general hipolimnéticas, los que puede ofrecer mayores recursos, en especial en forma materia orgánica particulada y larvas de mosquitos y oligoquetos. De hecho, en los últimos datos disponibles en estudios realizados por la CHD en el año 2007, la infauna bentónica profunda en el embalse se restringe prácticamente a los oligoquetos tubificidos en la época tardo estival, con abundancias medias de unos 2.000 ind/m². Esta cifra podría suponer del orden de 3 g/m² de oligoquetos, si se aplican las cifras para los oligoquetos de los sedimentos finos de un lago recogidas en WETZEL (2001). Cabe esperar que estas poblaciones hayan decrecido en respuesta a la oligotrofización del embalse en los últimos años, así que esos números representarían un máximo.

Es bien conocido (p.e. ZHOU ET AL., 2001) que la carpa puede sobrevivir a condiciones hipóxicas porque han desarrollado varias estrategias en su evolución, como incrementar la afinidad de ligado del oxígeno en su hemoglobina y la capacidad de difusión de las branquias, reducir el flujo sanguíneo, promover el metabolismo anaerobio o deprimir el metabolismo.

Pero aunque tengan que hacer incursiones alimentarias a los sedimentos profundos, incluso en ausencia de oxígeno (BENITO ET AL., 2015), buena parte del tiempo tienen que pasarlo en zonas en las que haya condiciones ambientales más cercanas al óptimo, es decir, en aguas con oxígeno suficiente y temperaturas más altas que las que se dan en el hipolimnion. Esto implica que, a través de la egestión y fundamentalmente de la excreción, puede estar ejerciendo un efecto de bombeo neto de nutrientes desde los sedimentos a la columna de agua superficial, donde la fracción disuelta queda disponible directamente para el crecimiento de las algas.

Con la finalidad de entender qué puede suponer para el metabolismo del embalse una dotación de carpas como la que ha sido detraída del sistema durante la mortandad masiva, pero indirectamente también para indagar en la hipótesis según la cual esta mortandad responde en el fondo a un proceso de autorregulación por oligotrofización del sistema, se han realizado una serie de simulaciones del metabolismo de los peces y de su potencial repercusión en el crecimiento del fitoplancton del embalse. Para ello se ha procedido a estimar lo siguiente:

- a) Aportaciones diarias externas de nutrientes al embalse durante el año 2014/15.

- b) Aportaciones diarias potenciales por excreción de las carpas extraídas.
- c) Simulación de la respuesta biogeoquímica del embalse al doble escenario: Con las carpas (situación previa a la mortandad) y sin ellas (situación actual).

4.1.1 Aportaciones externas de nutrientes

4.1.1.1 Submodelo hidrológico y de nutrientes

Se han generado las aportaciones diarias de nitrógeno y fósforo al embalse, mediante el balance hidrológico y el cálculo de la exportación de nutrientes en 14 subcuencas de análisis.

Para ello, se ha recurrido a la estrategia 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 ET 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.

Este modelo simula la escorrentía superficial mediante la ecuación del número de curva del Servicio Americano de Conservación del Suelo 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 a partir de la precipitación, deshielo, estado inicial y capacidad de la zona insaturada y la evapotranspiración.

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.

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).

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.

Las pérdidas subsuperficiales se calculan mediante coeficientes específicos de fósforo para las contribuciones al cauce de aguas subterráneas y 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 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.

Por otro lado, se añaden las aportaciones de nutrientes procedentes de las EDAR presentes en la cuenca, para las que se han tenido en cuenta los datos de su control de funcionamiento y también una serie de mediciones en continuo.

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.

4.1.1.2 Submodelo ganadero

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.

Se ha estimado el tiempo de permanencia del ganado (expresado en Unidades Ganaderas Mayores o UGM) en las distintas zonas estos montes para calcular las UGM mensuales en cada subcuenca de análisis.

Para aproximar el tiempo que el ganado en libertad pasa en el agua se recurrió a un índice de estrés térmico (THI) basado en la temperatura y la humedad (PANDEY, 2007). 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 y en el agua se incrementa.

Teniendo en cuenta las observaciones y consultas realizadas, y 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 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.

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 & CORRADINI, 2012).

4.1.2 Módulo 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. Esta biomasa de carpas adultas, que según la Junta de Castilla y León totalizó unas 110 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 que queda fuera del alcance de este proyecto, 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 6).

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.

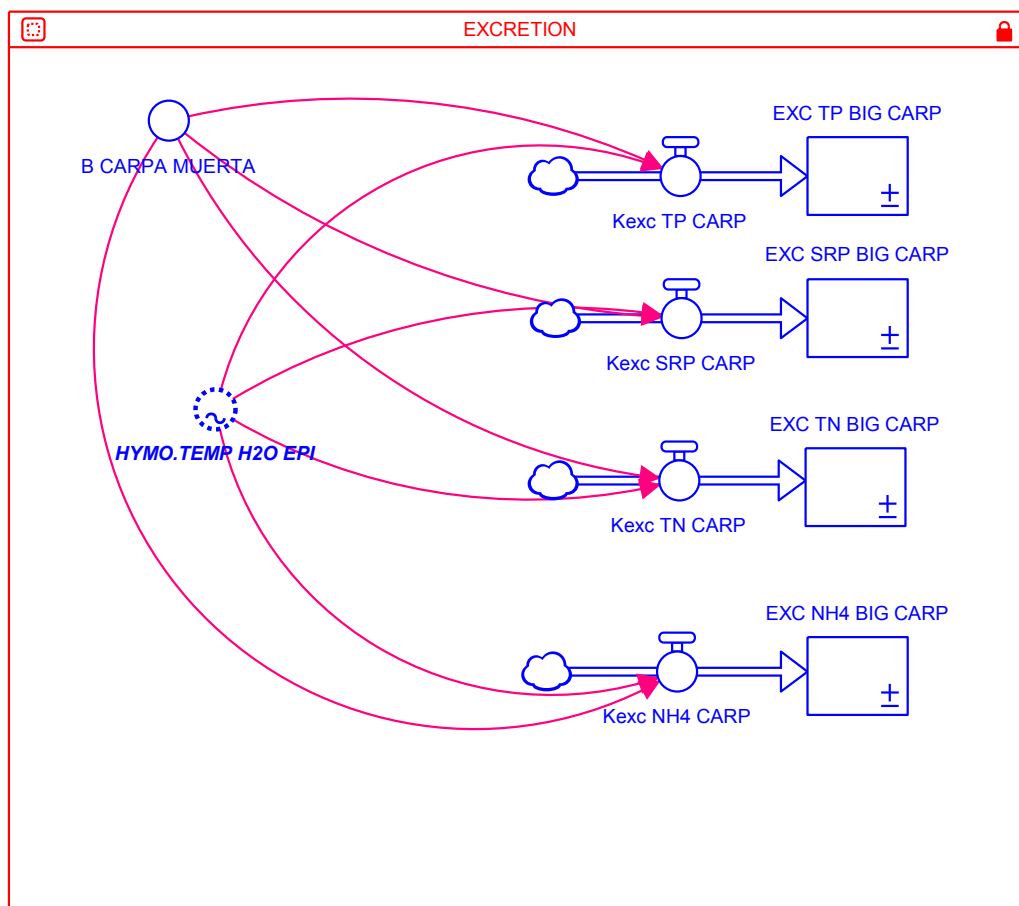


Figura 6. Diagrama de las relaciones entre variables en el modelo de excreción de la carpa

El modelo aplica la tasa de excreción de la carpa (P_e) en kg de nutriente/kg de pez/día, para cuatro formas de nutrientes: TP, SRP, TN y NH_4 , 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:

$$\ln(P_e^{E/kT}) = \ln(P_0) + b \ln(M)$$

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 (8.62×10^{-5})

La temperatura del agua aplicada a este modelo es el promedio diario en los seis metros superficiales, que en la época de mezcla representan 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.

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.

Los valores obtenidos de nutrientes excretados reflejan una clara estacionalidad (figura 7) 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 2 300 kg/mes, respectivamente). En total, aportarían a la columna de agua 1,6 t/año de TP y 12 t/año de TN, lo que equivaldría respectivamente a un 24% y 39% de las aportaciones externas.

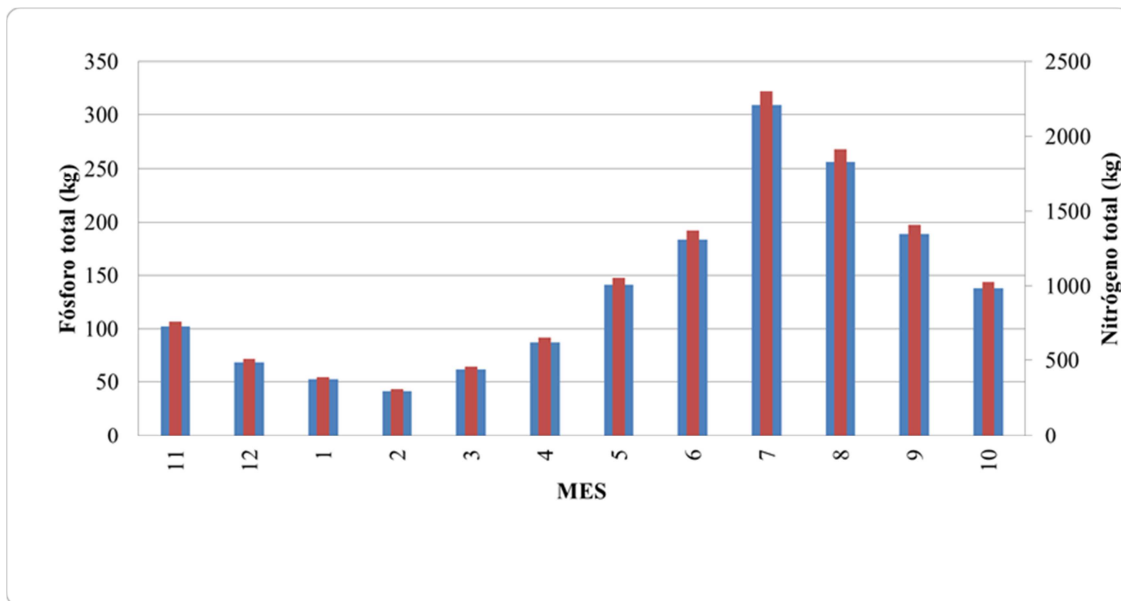


Figura 7. Masa mensual de nutrientes excretada por las carpas extraídas del embalse

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.

La cifra en sí misma es relevante, pero lo es más aún (figura 8) si se tiene en cuenta la estacionalidad, pues en el periodo álgido estival de crecimiento algal y restricción de hábitat, las aportaciones vía excreta igualan o incluso superan a las externas (que incluyen los vertidos de las EDAR).

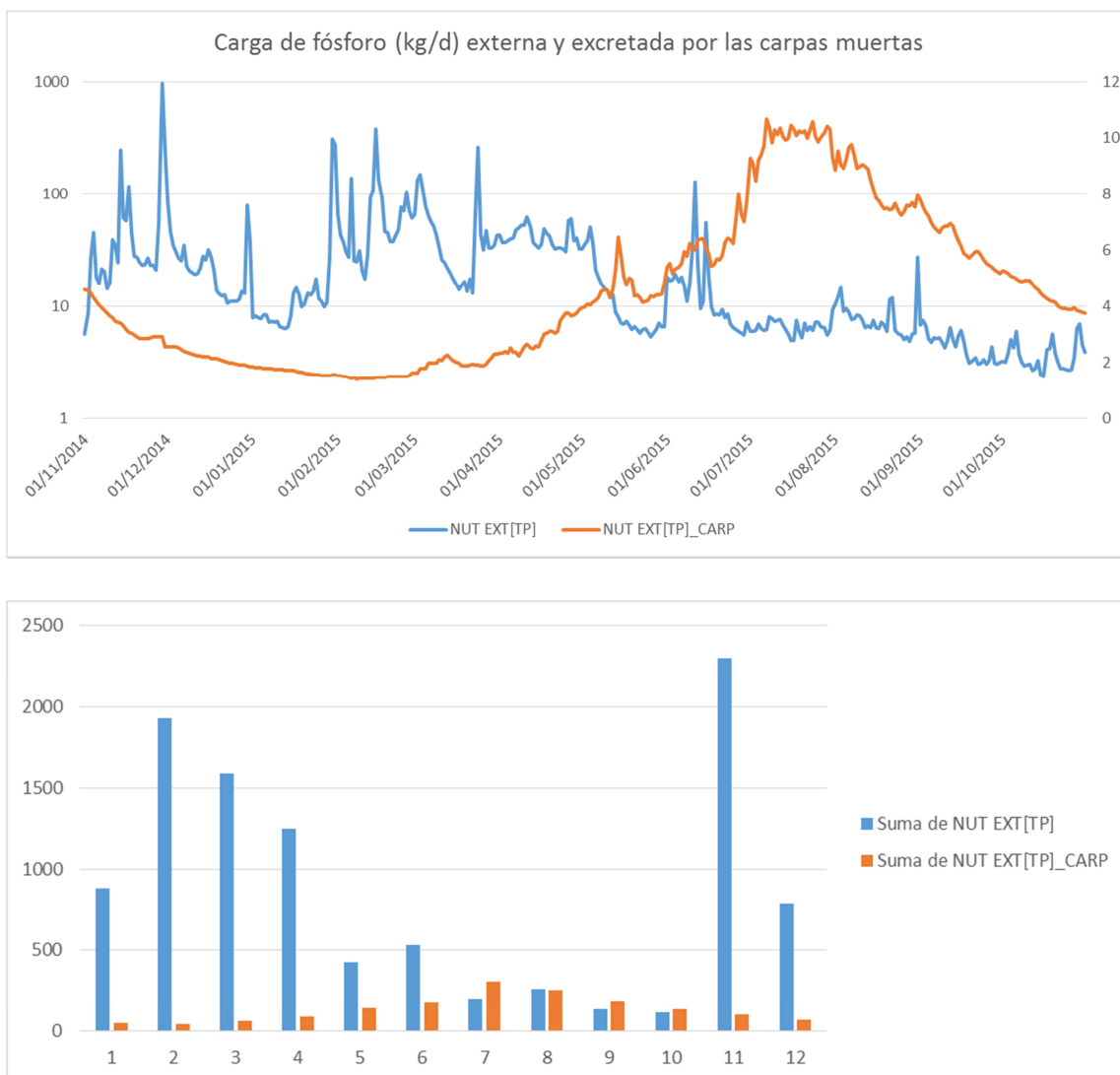


Figura 8. Carga diaria (gráfico superior) y mensual (gráfico inferior) de fósforo debida a las aportaciones externas y a la excreción de las carpas extraídas del embalse durante la mortandad

4.1.3 Estudio de repercusiones en la calidad del embalse

Para estimar el potencial efecto que tendría sobre el crecimiento de las cianobacterias del embalse la retirada de las carpas, se ha realizado una simulación dinámica del ecosistema. Para ello, 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 & PATTERSON (1981), cuyos resultados se

acoplan al modelo de calidad CAEDYM (*Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model*), propuesto por HERZFELD & HAMILTON (2000).

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.

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).

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.

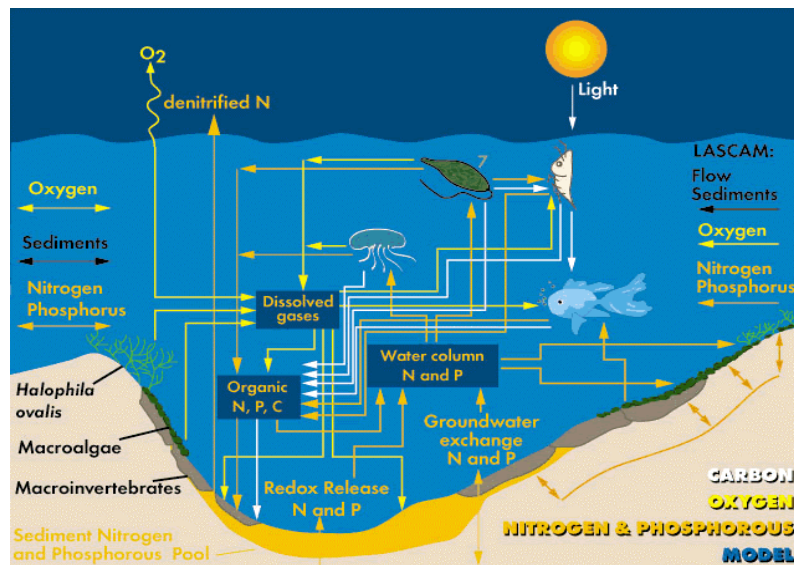


Figura 9. Planteamiento general del modelo CAEDYM

En la figura 9 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 el presente trabajo, que se ha realizado a partir de los registros realizados mediante una plataforma perfiladora multiparamétrica ubicada en el embalse entre los años 2010 y 2015.

- 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 el 45% del espectro incidente está entre 400-700 nm. La penetración 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 diferentes tipos de partículas inorgánicas y la adsorción y desorción del fósforo reactivo filtrable y amonio en

partículas inorgánicas. La sedimentación de partículas se modela siguiendo la ley de Stokes.

- c) Oxígeno disuelto: La dinámica del oxígeno disuelto dentro de CAEDYM, incluye intercambio atmosférico, demanda de oxígeno del sedimento, 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: Se modelan diferentes formas y fracciones de carbono, nitrógeno y fósforo, tanto orgánicas, como inorgánicas, disueltas y particuladas. El ciclo de nitrógeno incluye los procesos de nitrificación, desnitrificación y fijación de nitrógeno, que no se dan en los ciclos de fósforo y carbono.
- e) Dinámica del fitoplancton: Para cada grupo de fitoplancton se multiplica el máximo potencial de crecimiento (μ_{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):

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

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. El modelo simula también la migración y sedimentación del fitoplancton. Si el fitoplancton no entra de nuevo en la columna de agua, su biomasa se aporta al sumidero de nutrientes del sedimento.

Una vez calibrado el modelo con los datos proporcionados por la estación de monitorización, se han ensayado dos escenarios (figura 10), uno con la aportación externa de nutrientes de ese periodo, y otro en el que se ha restado la contribución estimada de nutrientes por excreción de las carpas extraídas del embalse durante la mortandad.

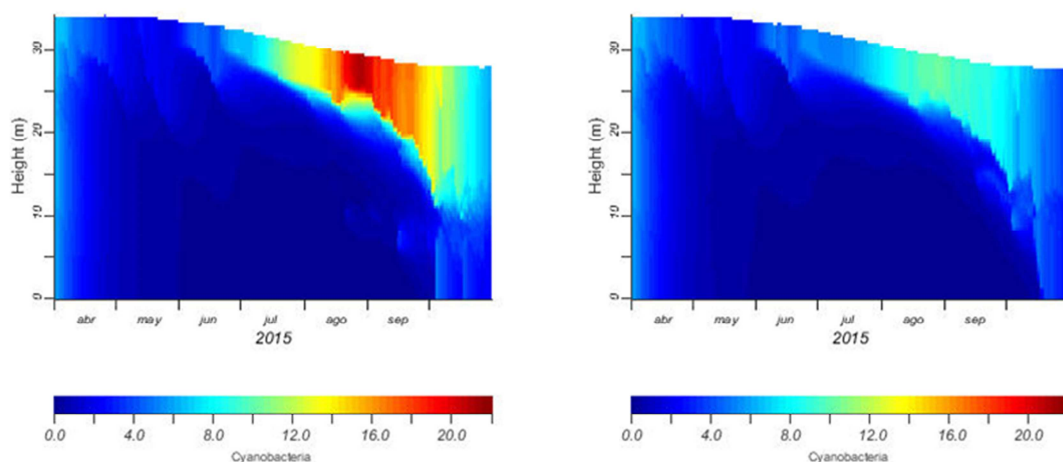


Figura 10. Resultado de la simulación dinámica en la concentración de cianobacterias (expresada como clorofila *a*) en la columna de agua a lo largo del periodo de abril a octubre de 2015. A la izquierda, el escenario considerando el stock de carpas y, a la derecha, sin la contribución de la excreción de las carpas.

Mediante una serie de simulaciones realizadas para el periodo principal de crecimiento vegetativo del fitoplancton (abril-octubre de 2015), en las que se ha variado la carga de nutrientes de entrada, siendo el resto de condiciones de contorno iguales a las registradas mediante monitorización continuada, se ha obtenido una regresión potencial entre la aportación de fósforo y la concentración esperada de cianobacterias en el embalse.

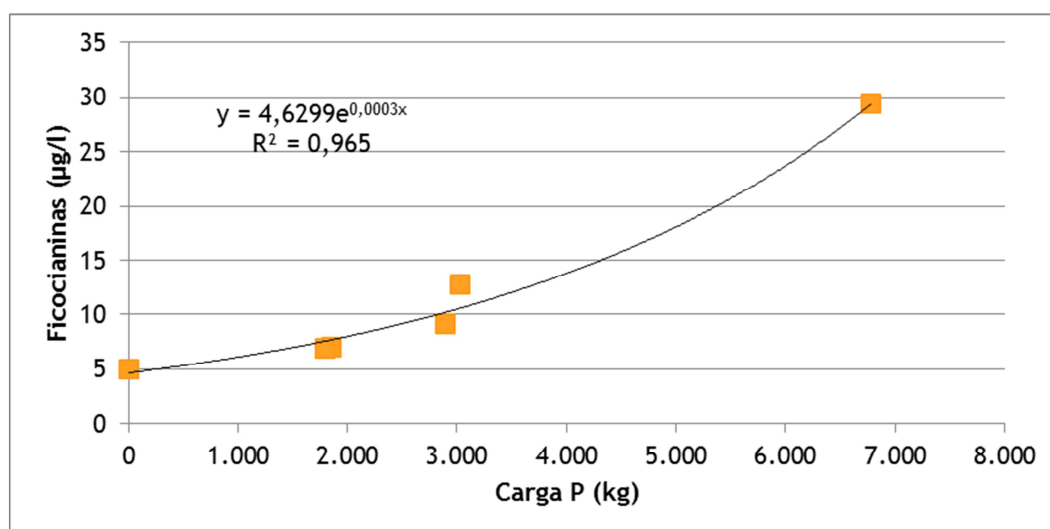


Figura 11. Regresión potencial entre la carga total de fósforo (Carga P) durante los meses de abril a octubre de 2015 y el percentil 95 la concentración de ficocianinas, como indicador de biomasa de cianobacterias.

En esos meses, la recarga de fósforo por excreción de las carpas se estima en 1 850 kg, mientras que las cargas externas supusieron unos 3 000 kg de fósforo, es decir, en ese periodo la aportación por excreción de las carpas extraídas en la mortandad supondría el 60% del total de origen externo.

El resultado de este ejercicio es que la concentración esperada de ficocianinas en ese periodo pasaría de 12,8 a 7 $\mu\text{g/l}$, lo cual tiene una implicación extraordinaria, porque supondría pasar del riesgo actual de ALERTA I para aguas de baño, al riesgo sanitario NULO para aguas de baño y de abastecimiento (figura 12). Estos riesgos se refieren a la potencial toxicidad asociada a las proliferaciones de cianobacterias, según los umbrales establecidos por la Organización Mundial de la Salud.

FC eq ($\mu\text{g/l}$)	CIANOeq (cell/ml)	BVeq (mm ³ /l)	CYNeq ($\mu\text{g/l}$)	RIESGO ABASTECIMIENTO	RIESGO BAÑO
<7,5	<200	<0,02	<0,04	NULO	
<8,5	<2.000	<0,2	<0,4	VIGILANCIA	NULO
<12	<20.000	<2	<4	ALERTA I	
<28	<100.000	<10	<20		LEVE
>28	>100.000	>10	>20	ALERTA II	MODERADO

Figura 12. Relación entre la concentración de ficocianinas (FCeq), recuentos celulares (CIANOeq) y biovolumen (BVeq) de cianobacterias, potencial concentración de cianotoxina (CYNeq), y el riesgo en aguas de abastecimiento y baño (CHD, 2015). Sistema de indicadores calibrado específicamente para el embalse de La Cuerda del Pozo.

5 CONCLUSIONES

A raíz de la severa mortandad de carpas adultas que se produjo en el verano de 2015 en el embalse de La Cuerda del Pozo, y en respuesta a las recomendaciones que se incluyeron en el primer informe sobre sus posibles causas (“Informe sobre la mortandad de carpas”), se ha realizado un estudio censal y revisión de la evolución de la ictiofauna del embalse, y una serie de análisis y simulaciones para establecer en qué medida esta depleción poblacional podría facilitar la recuperación de la calidad del agua del embalse en términos del riesgo de padecer proliferaciones de cianobacterias potencialmente tóxicas.

Dichas tareas han sido el objeto del presente Estudio, del que se pueden extraer las siguientes conclusiones:

a) Causas de la mortandad de carpas.

En el informe que se elaboró tras la mortandad, se apuntaba a un posible cuadro etiológico multicausal, en el que debían confluir diferentes procesos predisponentes, facilitadores y desencadenantes. Los resultados del estudio censal realizado y de la revisión de los estudios de la ictiocenosis del embalse realizados por la CHD en años anteriores, vienen a refrendar este planteamiento y enmarcan la mortandad de carpas en un proceso de oligotrofización del embalse, es decir, la causa última de la mortandad es la mejora de la calidad del agua del embalse y la consecuencia es que una gran población de una especie que el propio Tribunal Supremo ha considerado que debe ser incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, queda diezmada.

La lectura final es que gracias a un proceso de autorregulación del ecosistema, forzado por las acciones de mejora de la calidad de sus aguas, se ha conseguido dar un paso importante en términos de lucha contra las especies invasoras, en el ámbito de la biodiversidad. Ciertamente ha tenido un carácter repentino, no ha tomado la forma de una mengua progresiva, pero estas no linealidades son frecuentes en ecología y dinámica de poblaciones de especies oportunistas o estrategias de la “r”, es decir, que crecen exponencialmente cuando se dan condiciones favorables, y después pueden colapsar de forma también drástica.

La cadena de acontecimientos que ha desencadenado la mortandad se puede resumir en las siguientes etapas:

1. Antes del año 2010, en el que entró en funcionamiento el sistema de Saneamiento y Depuración del Alto Duero, el estado de eutrofización del embalse era elevado, catalogable de eutrofia, con proliferaciones masivas de cianobacterias, que todavía en el año 2010 fueron extensas.
2. En esos años ya había luciopercas en el embalse, aunque el número de ejemplares adultos capaces de depredar sobre carpas y ciprínidos autóctonos del embalse todavía era moderado.
3. En esas condiciones, hubo un fuerte reclutamiento de carpas favorecido por la alta fertilidad de esta especie y estabilidad suficiente de la lámina de agua durante el periodo de puesta, incubación y eclosión. Estos alevines pudieron tener una alta supervivencia porque la lucioperca todavía no suponía una gran presión depredadora y las condiciones ambientales eran favorables.
4. Durante los años siguientes, el embalse iba mejorando en su estado de eutrofización, en un proceso conocido como oligotrofización, que no significa otra cosa que empobrecimiento en nutrientes y descenso de la producción primaria endógena y, por lo tanto, de la producción secundaria a ella asociada, que también afecta a los organismos bentónicos. Este proceso es progresivo y además su efecto sobre los sedimentos y los organismos que viven sobre y en ellos tiene un retardo, porque hay acumulaciones de materia orgánica de años anteriores, que se va digiriendo lentamente.
5. Dado que la alimentación de la carpa se centra en la materia orgánica y organismos del sedimento, esa cohorte encontró recursos suficientes para crecer y alcanzar tamaños que evitaban la presión depredadora de la lucioperca, que también iba incrementando sus poblaciones y tallas. Además, las estrategias adaptativas de la carpa le permiten explotar recursos en hábitats profundos y anóxicos, más limitantes para otros ciprínidos autóctonos, en este caso el barbo.
6. Pero el proceso de oligotrofización avanzaba e iba menguando también esos recursos bentónicos, al tiempo que las carpas iban creciendo y aumentando su demanda metabólica, de forma que iban confluyendo la capacidad de carga del ecosistema (cada vez menor) y la demanda de recursos de las carpas (cada vez mayor). Así se alcanzó una situación de riesgo.

7. En el verano de 2015, con los recursos ya al límite para esa cohorte de carpas, las temperaturas del agua alcanzaron máximos históricos, lo cual incrementa la demanda metabólica de los peces, al tiempo que la eficiencia en la obtención de energía disminuía. Como todos los veranos, el nivel del embalse descendía y en consecuencia la extensión de hábitats bentónicos para la alimentación también lo hacían y la cohorte de carpas podría estar hacinándose en las zonas de campeo cada vez más reducidas.
8. En ese mes de agosto se produjeron dos fenómenos tormentosos agudos, y especialmente uno de ellos cursó con fuertes granizadas en las cercanías del embalse, lo que produjo un descenso repentino y acusado de la temperatura del agua y un aumento de la turbidez. Esto por sí mismo puede causar un estrés térmico en la carpa, que se añadía al estrés alimenticio, debilitando sus defensas.
9. En estas condiciones, a las que se une el hacinamiento y densificación, un proceso infeccioso puede acabar con la población. El hecho de que no se haya podido aislar alguno de los patógenos víricos más conocidos no permite descartar completamente que no haya intervenido un agente infeccioso al final del proceso, y de hecho, aunque la bibliografía internacional evidencia episodios documentados de mortandad masiva inespecífica, en la que no se diagnosticó el agente patógeno, los esfuerzos de diagnosis llevados a cabo en este caso tanto por parte de la JCyL, como por el Laboratorio Nacional de Sanidad Animal de Algete y por la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Zaragoza no permiten inferir la presencia de un agente infeccioso conocido. Por tanto, puede determinarse que el origen de la mortandad es otro, que de hecho tiene que ver con un aspecto ambientalmente positivo, la oligotrofización del embalse.

b) Evolución de la ictiocenosis del embalse.

La asociación de peces ha evolucionado en la última década desde una composición dominada por tres especies de ciprínidos autóctonos (boga del Duero, bordallo y barbo común, de las que solamente queda ésta última) y con presencia de trucha común, a otra dominada por especies exóticas invasoras (lucio, alburno, *black bass* y carpa común), de las que las depredadoras (lucio principalmente, *black bass*, que no se había detectado en anteriores estudios) están en el origen del descenso y en algunos casos desaparición de dichas especies autóctonas. Aunque no se ha capturado en los muestreos, la presencia del siluro (*Silurus glanis*) en el embalse está constatada también por citas de

pescadores y notificación del SEPRONA de la Guardia Civil, lo que añade aún más presión depredadora.

Es un hecho conocido que la voracidad de especies introducidas como la lucioperca puede modificar profundamente la estructura de las asociaciones autóctonas de peces (RIBEIRO & LEUNDA, 2012) y de hecho en el embalse de La Cuerda del Pozo algunas especies autóctonas antaño abundantes prácticamente han desaparecido.

c) La carpa antes de la mortandad.

En ese periodo, la carpa ha incrementado su biomasa por el gran desarrollo de una cohorte exitosa, que ha podido evitar en sus etapas tempranas de vida la presión depredadora de la lucioperca, dado que se encontraba también en una fase de crecimiento poblacional y el número de grandes ejemplares era todavía reducido. Durante ese tiempo la carpa ha llegado a dominar en número y biomasa la ictiocenosis.

Antes de la mortandad, y debido a la contribución de esta cohorte de carpas, el embalse mantenía una densidad poblacional moderada pero una biomasa muy elevada. Efectivamente, en una base de datos disponible sobre 80 embalses en los que se han aplicado técnicas censales similares, el embalse de La Cuerda del Pozo se situaba en el percentil 19 en cuanto a densidad, pero en el 90 en cuanto a biomasa. Este gran desarrollo lo consiguió porque la productividad del embalse, vinculada a su grado de eutrofización, podía nutrir esas poblaciones.

d) La carpa después de la mortandad.

Después de la mortandad, la densidad de peces en el embalse ha quedado en 0,122 ind/dam³, que representa un valor cercano al percentil 5 de la serie de 80 embalses evaluados. Sin embargo, la biomasa (0,5 g/m²) aún estaría en torno al percentil 25, debido a que la presión depredadora que ejerce la lucioperca sesga las poblaciones hacia tallas grandes; de hecho, no se han detectado ejemplares de barbo y carpa de talla inferior a 40 cm. Esto compromete seriamente la viabilidad del barbo, al menos mientras la lucioperca (y ahora también *black bass* y siluro) mantengan sus poblaciones, porque la incorporación de nuevos reclutamientos al embalse estará sometida de entrada a una gran presión depredadora, más notoria en este tipo de masas de agua en las que el refugio escasea.

Tras la mortandad, la población de carpas ha quedado reducida a poco más de 1% de su dotación anterior (aunque en términos de biomasa aún su población es significativa) y no se han detectado ejemplares juveniles ni de edades inferiores a 4-5 años. En la nueva

situación, la carpa representa el 5% de la densidad de peces remanentes pero todavía supone el 35% de la biomasa.

Esto significa que aunque haya quedado suficiente potencial reproductor para una recuperación de la especie en el embalse, difícilmente se producirá tal cosa en presencia de poblaciones asentadas de lucioperca, *black bass* y, en su caso, siluro, cuando además no abundan los refugios, es decir, no se trata de una masa de agua con macrófitos acuáticos que puedan proporcionar zonas de desarrollo a salvo de los depredadores.

Dado que la recuperación de las poblaciones de carpa no es ambientalmente deseable, tanto por sus efectos potencialmente negativos en la calidad del agua como por su reciente catalogación como especie exótica invasora, se puede concluir que este evento de mortandad combinado con la presión de los depredadores han contribuido a mejorar la situación ambiental en este aspecto.

Aunque el barbo ha mostrado menor fragilidad ante este conjunto de cambios ambientales, no resulta descabellado plantear que la existencia de la especie también puede estar amenazada en el embalse y de hecho se viene apreciando un descenso paulatino de sus poblaciones en estos últimos años.

e) El papel negativo de la carpa en el embalse.

La carpa común es una especie de hábitos bentívoros, capaz de hacer incursiones en aguas anóxicas para alimentarse, pero en el periodo de estratificación térmica busca la mayor parte del tiempo aguas más someras, en las que la temperatura es más cálida y la concentración de oxígeno disuelto es adecuada. Esto genera un efecto de bombeo efectivo de nutrientes desde los sedimentos a la zona en la que se desarrollan las algas; mediante un modelo bioenergético aplicado a la cantidad de carpas extraídas durante la mortandad, se ha estimado que aportarían a la columna de agua 1,6 t/año de TP y 12 t/año de TN, lo que equivaldría respectivamente a un 24% y 39% de las aportaciones externas de estos nutrientes.

Se ha calculado además que la retirada de esta aportación neta de nutrientes a la columna de agua supondría un descenso significativo del crecimiento de cianobacterias en el embalse respecto a la situación anterior a la mortandad. Y este descenso hace a su vez disminuir el riesgo de toxicidad por cianobacterias hasta un nivel “NULO” en la escala de la OMS, tanto para aguas de baño como de abastecimiento, un efecto que resulta muy

destacable y que vincula a las poblaciones de peces de un embalse con su calidad y su potencial ecológico.

f) El futuro de los peces en el embalse y posibles acciones.

La combinación de especies exóticas invasoras que actualmente habitan y dominan el embalse complican sobremanera la supervivencia de las dos especies autóctonas que aún lo habitan: Barbo común y trucha común, si bien ésta última mantiene una presencia ocasional. De hecho, las especies introducidas, a las que hay que añadir el siluro, vienen acompañadas normalmente de otras invasoras como el mejillón cebra, que si no ha colonizado ya este embalse es porque la temperatura mínima del agua y su contenido en calcio y sales es muy bajo para esta especie.

g) Implicaciones en la calidad del agua en los embalses.

A raíz de un acontecimiento accidental, se ha mostrado en los análisis realizados en el presente Estudio cómo el manejo activo de las poblaciones de determinadas especies de peces puede entrañar beneficios para la calidad del agua de los embalses y eso tiene implicaciones en la forma en que se debe afrontar estas cuestiones, puesto que afecta tanto a las competencias en materia de pesca y biodiversidad como a la de calidad de las aguas y potencial ecológico.

No hay que desdeñar el potencial papel que un manejo activo y adecuado de la dinámica de las poblaciones de peces en los embalses puede desempeñar en la recuperación del buen potencial ecológico. En el caso de especies como la carpa, existe un potencial efecto de bombeo interno de nutrientes durante el periodo de máximo crecimiento algal y de uso más intenso del agua, pero además los peces constituyen un sumidero de nutrientes en el ecosistema (SEREDA ET AL., 2008).

6 BIBLIOGRAFÍA

- BENITO, J., BENEJAM, L., ZAMORA, L., & GARCÍA-BERTHOU, E. (2015). Diel Cycle and Effects of Water Flow on Activity and Use of Depth by Common Carp. *Transactions of the American Fisheries Society*, 144(3), 491-501.
- CEN TC 230 (2003). *EN 14 011: Water quality - Sampling of fish with electricity*.
- CEN TC 230 (2005). *EN 14 757: Water quality - Sampling of fish with multi-mesh gillnets*.
- CHD, 2015. *Mantenimiento y explotación de sistemas de alarma e información limnológica en los embalses de Cuerda del Pozo y Cogotas, e implantación de un sistema perfilador*. CLAVE 452-A.611.13.05/2014.
- 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.
- FROUZOVA, J., KUBECKA, J., BALK, H., & FROUZ, J. (2005). Target strength of some European fish species and its dependence on fish body parameters. *Fisheries Research*, 75(1-3), 86-96.
- GRANADO, C. & F. GARCÍA-NOVO. 1986. Biomasa y producción de la ictiofauna en un embalse reciente. *Oecologia aquatica*, 8: 133-138.
- 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.
- HATELEY, J., CLABBURN, P., DRASTIK, V., GODLEWSKA, M., GUILLARD, J., KUBECKA, J., MORRISSEY, E., THACKERAY, S.J. and WINFIELD, I. J. (2013). Standardisation of hydroacoustic techniques for fish in fresh waters. Paper presented at the *Proceedings: 1st Underwater Acoustics Conference and Exhibition, Heraklion, Crete*, FORTH Institute of Applied and Computational Mathematics.
- 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.
- 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.
- JØRGENSEN, S.E., S.N. NIELSEN, AND L.A. JØRGENSEN. 1991. *Handbook of Ecological Parameters and Ecotoxicology*. Pergamon Press, Amsterdam.
- 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
- LOVE, R. H. 1977. Target strength of an individual fish at any aspect. *The Journal of the Acoustical Society of America* 62, 1397-1403.
- MORGAN, D. K., & HICKS, B. J. (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.
- PIETSCH, C., & HIRSCH, P. (2015). *Biology and Ecology of Carp*. Taylor & Francis.
- 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.
- PANDEY, V. 2007. *Analysis and modelling of cattle distribution in complex agroecosystems of South Florida*. Ph. Thesis. University of Florida.
- 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.
- SEREDA, J. M., HUDSON, J. J., TAYLOR, W. D., & DEMERS, E. (2008). Fish as sources and sinks of nutrients in lakes. *Freshwater Biology*, 53(2), 278-289.
- 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.
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*, 3rd ed. Academic.
- WINFIELD, I. J., EMMRICH, M., GUILLARD, J., MEHNER, T., & RUSTADBAKKEN, A. (2011). Deliverable 3.4-3: Guidelines for standardisation of hydroacoustic methods. *Wiser* 31 p.
- WISER. (2011). *Deliverable D3.4-5: Comparison of hydroacoustic and multi-mesh gillnet data*.

ZHOU, S. B., WU, S. R. S., RANDALL, J. D., & LAM, S. P. K. (2001). Bioenergetics and RNA/DNA ratios in the common carp (*Cyprinus carpio*) under hypoxia. *Journal of Comparative Physiology B*, 171(1), 49-57.

APÉNDICE: ESTUDIO CENSAL DE LA ICTIOFAUNA DEL EMBALSE EN EL AÑO 2015

1. Metodología

Se ha aplicado un procedimiento de muestreo sistemático mediante ecosondeo vertical y horizontal, combinado con muestreos directos por medio de la extensión de redes y pesca eléctrica desde embarcación.

El procedimiento general empleado, que se plasma en la figura 13, establece diferentes técnicas de muestreo en función de los macrohábitats diferenciados. Como se puede observar en la citada figura, el procedimiento de trabajo se basa en la combinación optimizada de diferentes técnicas prospectivas y de análisis. Mediante los sondeos acústicos en posición vertical y horizontal se obtiene una alta densidad muestral relativa a la densidad y talla acústica de los peces, y cada elemento de análisis se posiciona en tres dimensiones (latitud, longitud y profundidad). Además, se obtiene un levantamiento del fondo que permite elaborar un modelo batimétrico digital, que sirve para ubicar adecuadamente las estimaciones poblacionales en cada macrohábitat.

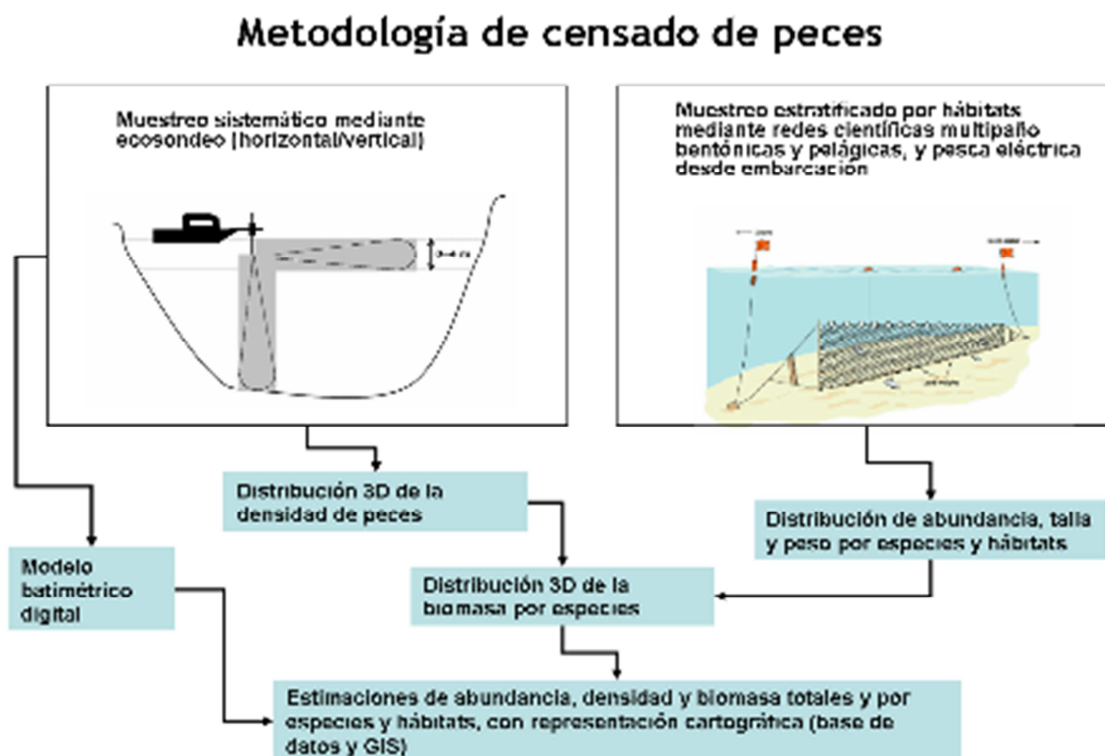


Figura 13. Esquema del método de censo de poblaciones ícticas en un embalse.

Mediante el muestreo con métodos directos de pesca científica en lugares representativos de los diferentes sectores definidos (macrohábitats), se alcanza un conocimiento de la distribución de especies y relaciones entre la talla y el peso, que permiten finalmente estimar biomاسas por especies y sectores.

1.1. Diseño del muestreo

Se ha optado por una distribución sistemática de las unidades de muestreo acústico, con una separación entre transectos entre 50 y 100 m.

No obstante se han realizado además recorridos periféricos adicionales proyectando el haz horizontal hacia las riberas, es decir, perpendicularmente a la línea de costa, en aquellos lugares en que la diferenciación del hábitat lo aconsejaba. Con ello se ha maximizado el alcance del sondeo.

Con el objetivo de conocer la composición específica del embalse, se dispusieron una serie de redes agalleras multipaño tratando de cubrir los gradientes presa-cola, zona litoral-zona pelágica y por último el gradiente en profundidad. En las zonas litorales, además se realizaron transectos de pesca eléctrica desde embarcación.

1.2. Prospección hidroacústica

El equipo utilizado es una ecosonda científica BioSonics DTX, con un transductor elíptico digital de haz partido de 430 kHz en posición horizontal y un transductor digital de haz partido de 200 kHz en posición vertical. Estos sistemas ofrecen un rango dinámico muy superior a los analógicos. El transductor utilizado en orientación vertical tiene un ángulo de apertura de 10°, lo que permite obtener un volumen muestral que casi duplica los de los transductores estándar.

Los transductores van sujetos lateralmente al barco mediante un soporte construido ex profeso que los mantiene sumergidos en su posición, horizontal o vertical, y orientados perpendicularmente al avance de la embarcación.

Durante la adquisición de datos, las posiciones proporcionadas por el sistema GPS se incorporan de forma automática y directa a los ficheros de datos, de modo que los datos de cada medición efectuada por la ecosonda van vinculados de forma inequívoca a sus respectivas posiciones.

Con cada pulso o muestra, el sistema adquiere información sobre todos los objetos que se encuentran en ese momento en la columna de agua y dentro del haz acústico que emite la sonda.

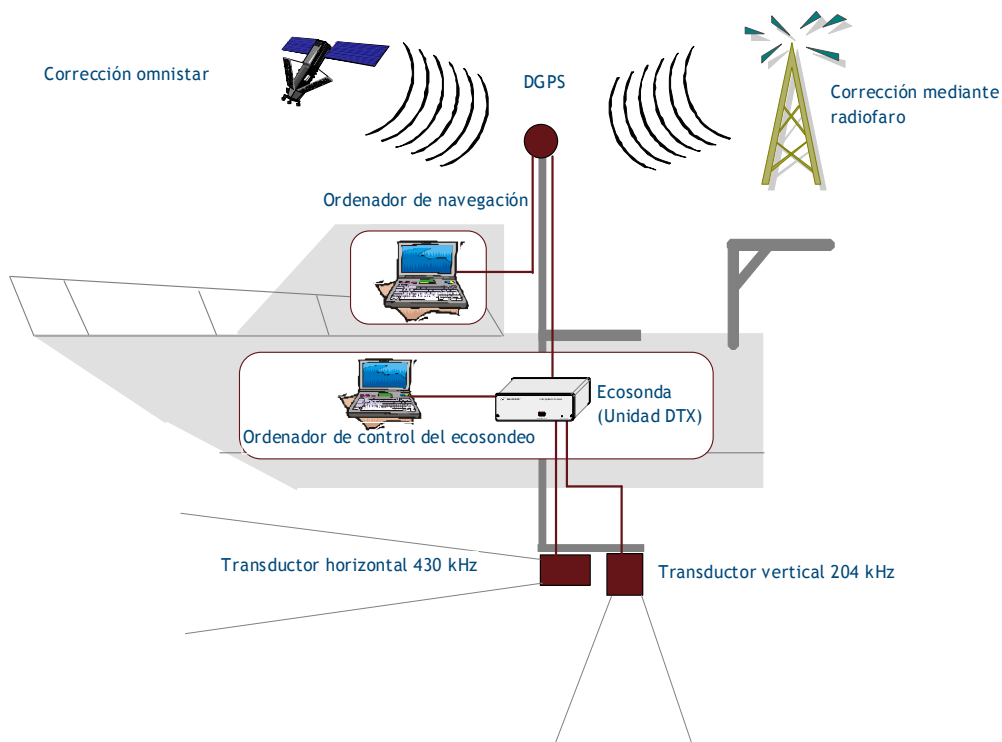


Figura 14. Esquema del método de censo de poblaciones ícticas en un embalse.

Los datos adquiridos se someten a un postproceso, mediante el cual se extraen los ficheros de datos crudos, adquiridos en el campo y las posiciones originales suministradas por el GPS. Para ello, se empieza por identificar el fondo en cada ecograma.

Posteriormente, se visualizan en forma de ecograma todos los datos acústicos obtenidos y se revisan para descartar posibles artefactos (detecciones de burbujas, etc.) en los ficheros, excluyendo de esta forma falsos ecos.

1.3. Procesado de datos acústicos

Se ha empleado una combinación de las técnicas de ecoconteo y ecointegración. La técnica del ecoconteo permite, para cada *ping* o muestra, catalogar cada señal como blanco (pez) y estimar su intensidad acústica, mientras que en el caso de la ecointegración, se estima la intensidad acústica de una agrupación de peces y se asigna una intensidad media por

individuo. Esta última técnica se aplica a las agrupaciones densas (bancos) de peces, que no permite a los sistemas acústicos resolver ecos individuales.

Los datos acústicos brutos han sido corregidos mediante la función TVG (ganancia cronovariable) específica para ecoconteo (40LogR) y para ecointegración (20LogR), según el caso. Una vez clasificadas todas las señales de peces en los ecogramas, se almacenan junto a su posición y características estadísticas, incluyendo la intensidad acústica media, compensada en función de la posición del blanco en el espacio tridimensional formado por el haz acústico.

A partir de estos blancos verificados y corregidos, se ha aplicado un análisis para la evaluación de la densidad y biomasa de peces, basado en el recuento (ecoconteo) de blancos clasificados en intervalos de análisis definidos o ecointegración en el caso del estrato superior.

Además de la densidad de peces en cada celda georreferenciada, se obtiene la intensidad media del blanco o talla acústica (TS, expresada en dB).

Para convertir la TS en talla física del pez, se ha aplicado un algoritmo adaptado a la frecuencia acústica aplicada, a partir de una ecuación específica de grandes ciprínidos (FROUZOVA ET AL., 2005). En el caso de la ecointegración se ha utilizado la talla media de las capturas obtenidas en las pescas para obtener la intensidad de sección transversal (*backscattering cross section*) utilizando regresiones *ad hoc* (KUBECKA ET AL., 2009).

1.4. Muestreos directos de pesca

Redes agalleras multipaño

A efectos de obtener información sobre la distribución de especies y las relaciones talla/peso, se han calado redes de muestreo científico de tipo NORDIC (Fiskerivertket 2000:1), desarrolladas por el Nordic Freshwater Fish Group y que constituye un estándar internacional (CEN-EN 14.757/2006).

Constan estas redes de 11, 12 o 16 paños agalleros de luz creciente, que va desde 5 hasta 55 mm, en una longitud total de 27,5 m, 30 m o 40 m de largo y de 1,5 ó 6 m de alto. El ratio entre la luz de paños consecutivos es de 1,25 y sigue una progresión geométrica. Este tipo de red constituye un arte de pesca no sesgado, puesto que captura con igual probabilidad todas las tallas.

Para completar la información aportada por las redes estándar, se han empleado otras redes formadas por cuatro paños de luces de mayor tamaño cuyo objetivo es la caracterización de las tallas grandes (ŠMEJKAL ET AL., 2015).

La nomenclatura de cada red depende de la ubicación y la altura a la que se cala, de tal manera que hay redes bentónicas, caladas al fondo, mesopelágicas y epipelágicas, ubicadas ambas en la zona pelágica y caladas, respectivamente, a una profundidad media y en superficie.

Tabla 1. Descripción de las redes de muestreo empleadas

	12 x 2,5 m	5 - 55	30 x 1,5	1
	11 x 2,5 m	6,25 - 55	27,5 x 6	3,66
	16 x 2,5 m	5 - 135	40 x 1,5	1,33
	15 x 2,5 m	6,25 - 135	37,5 x 6	5
	4 x 10 m	70 - 135	40 x 1,5	1,33
	4 x 10 m	70 - 135	40 x 6	5,33

La unidad estándar de esfuerzo de pesca está constituida por una red de 12 paños y 1,5 m de altura (45 m²), calada durante 12 h. El esfuerzo de muestreo se ha repartido geográficamente siguiendo una previsión de hábitats o, como se suelen denominar en este tipo de trabajos, “polos de atracción”. Esto responde a un planteamiento estratificado más que sistemático.



Figura 15. Acción de calado de las redes (izq.) y peces capturados (dcha.)

Pesca eléctrica desde embarcación

Además de las pescas con redes, en las zonas litorales someras (hasta 2 metros), especialmente en presencia de macrófitos acuáticos o vegetación de ribera, se realizó un muestreo complementario mediante pesca eléctrica desde embarcación.

Para la pesca eléctrica se utilizó una embarcación de aluminio de 4 m eslora propulsada por un motor de cuatro tiempos de 13 cv, con una instalación fija consistente en dos plumas situadas en la proa de las que cuelgan los ánodos, y una barandilla donde se sitúa el operario que recolecta los peces. El equipo de pesca utilizado fue el Hans-Grassl GmbH EL 65 II GI (13 kW). La embarcación está provista, además, de tanques oxigenados para el mantenimiento de los peces vivos y en buenas condiciones.

La forma de proceder consiste en realizar transectos paralelos a la orilla, de los que se anotan las coordenadas y hora de inicio y fin, en los que se van recogiendo los peces que son atraídos a los ánodos. Una vez finalizado el transecto, se procesan los peces capturados. Para el cálculo de capturas por unidad de esfuerzo, la unidad estándar de esfuerzo es de 100 metros de orilla. Los muestreos de pesca eléctrica se realizan durante la noche.



Figura 16. Pesca eléctrica desde embarcación

1.5. Interpolación espacial y estimaciones globales

Para presentar los resultados obtenidos, todas las posiciones contenidas en los ficheros tienen que convertirse a UTM en datum ETRS89 Huso 30. Todos los mapas e ilustraciones que se incluyen en el presente Estudio se han representado en este sistema de referencia.

El embalse se ha dividido en estratos coherentes de profundidad, que han sido debidamente cubcados mediante el modelo batimétrico digital. Esta estratificación se ha efectuado considerando los registros verticales de temperatura y oxígeno disuelto y de la penetración de la luz, obtenidos durante el muestreo, así como criterios relativos a la orientación del transductor y a la coherencia del haz acústico en horizontal. El resultado es una sectorización del embalse en hábitats bentónicos (figura 17) y pelágicos (figura 18).

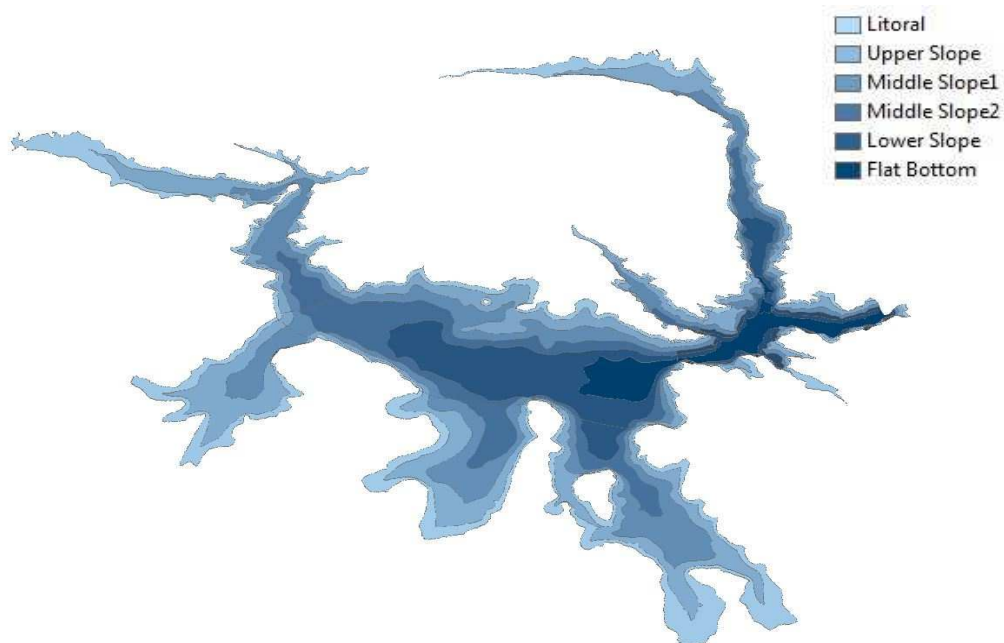


Figura 17. Distribución de los hábitats bentónicos definidos en el embalse de Cuerda del Pozo

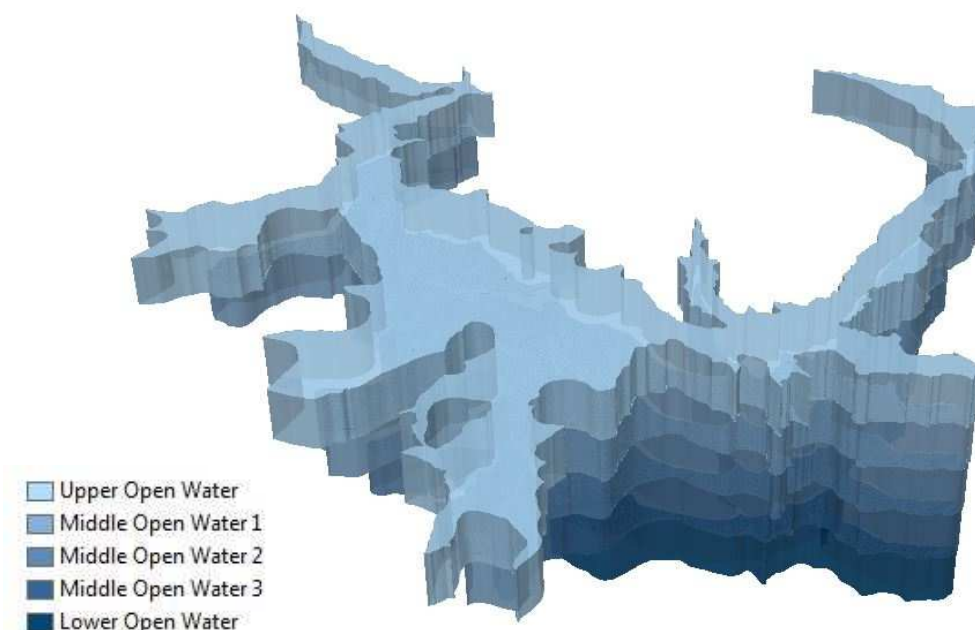


Figura 18. Distribución de los hábitats pelágicos definidos en el embalse de Cuerda del Pozo

Para cada estrato se ha realizado una interpolación espacial utilizando métodos geoestadísticos ajustados *ex profeso*, siguiendo las buenas prácticas en investigaciones de pesquerías.

Para ello en primer lugar se ha ajustado una curva al semivariograma (ver ejemplo en la figura 19) y en base a ese modelo, se ha procedido al interpolado propiamente dicho mediante *kriging* ordinario. Con ello se obtiene una superficie continua de densidad o biomasa que permite, además de visualizar las zonas de mayor concentración de peces, realizar estimaciones poblacionales.

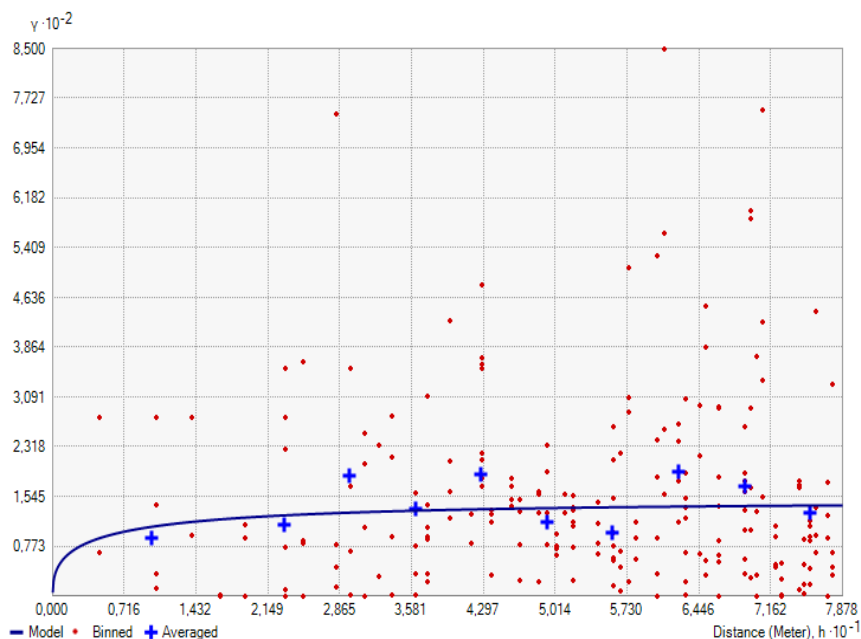


Figura 19. Ejemplo de ajuste de curva al semivariograma para el interpolado espacial

El interpolado se realiza independientemente para cada estrato considerado, que se han nombrado utilizando la siguiente nomenclatura internacional:

- *Upper Open Water (UOW)*: Estrato superior
- *Middle Open Water (MOW)*: Estrato medio
- *Lower Open Water (LOW)*: Estrato inferior

En la tabla siguiente se presentan los volúmenes y superficies de cada uno de los estratos considerados, obtenidos a partir de la batimetría anterior. Obsérvese que la suma de los volúmenes no coincide exactamente con el volumen proporcionado por el SAIH (Figura 5). Los motivos de esta desviación son múltiples (resolución de la batimetría, acumulación de sedimentos, nivel del embalse, etc.). No obstante, más que los valores absolutos, lo importante es conocer la importancia relativa de cada estrato para la ponderación de las densidades y biomásas.

En la figura 20 se muestra la distribución de sectores en el embalse de Cuerda del Pozo.

Tabla 2. Estratos considerados en el embalse de Cuerda del Pozo por sector

Sector	Estrato	Volumen (hm ³)	Superficie (ha)
1	1	12,52	337,00
	2	7,43	177,17
	3	0,00	0,00
2	1	31,57	734,48
	2	35,45	527,97
	3	5,32	206,71
3	1	13,60	338,67
	2	15,38	221,50
	3	4,57	92,63

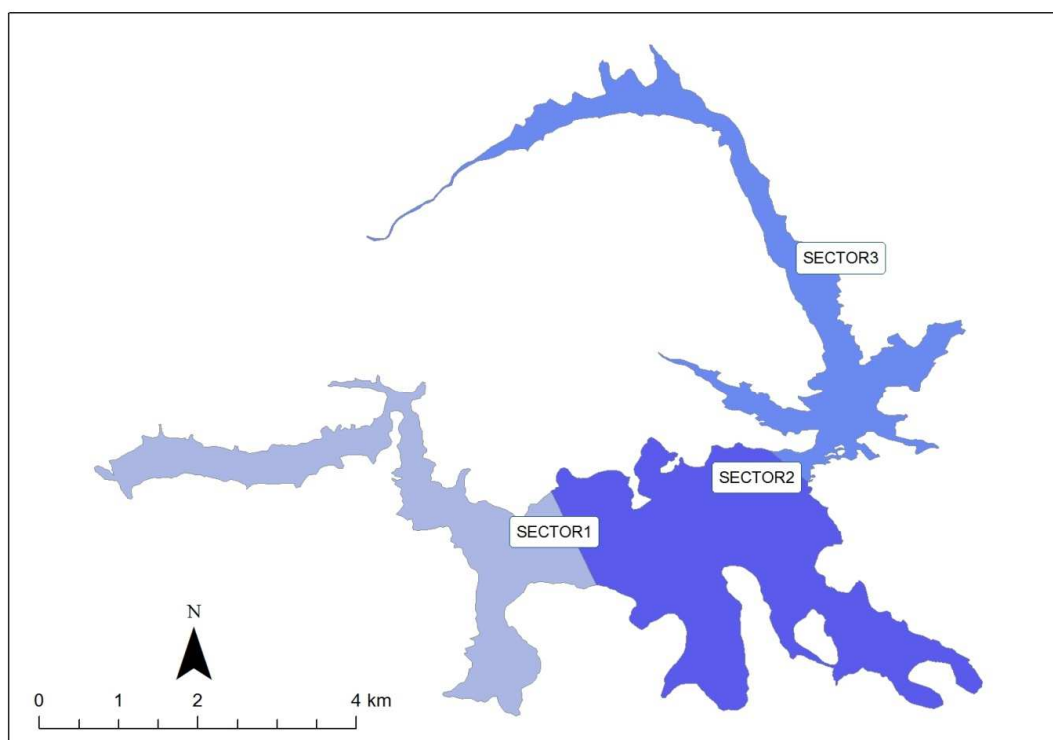


Figura 20. Distribución de sectores en el embalse de Cuerda del Pozo

2. Condiciones ambientales durante el muestreo

Como se aprecia en la figura siguiente, el nivel del embalse de La Cuerda del Pozo empieza a descender en mayo y continúa descendiendo progresivamente hasta octubre. En la fecha de muestreo, marcada con una línea roja, el embalse se encontraba en fase de descenso de reservas, con aproximadamente un 56 % de su capacidad.

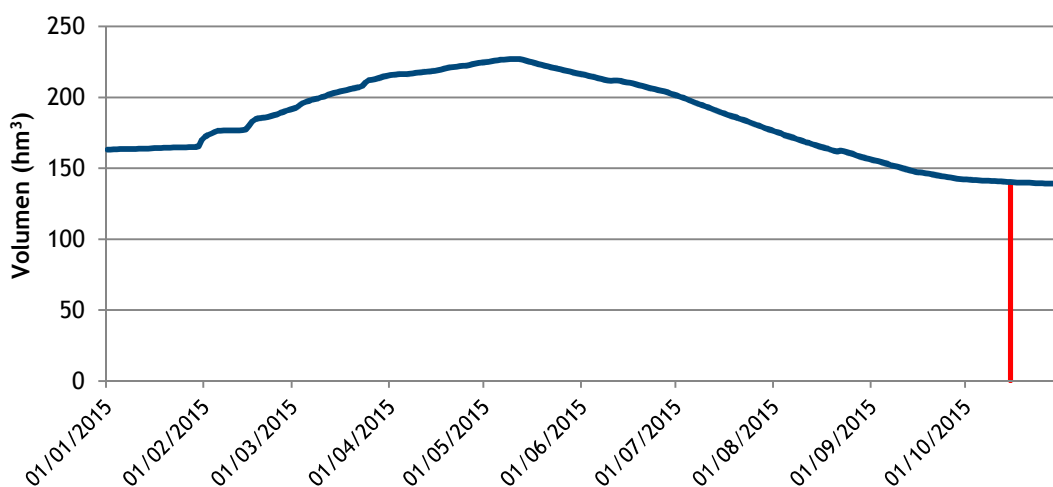


Figura 21. Evolución del volumen embalsado en el embalse durante el ciclo hidrológico 2015

Para guiar la definición de macrohábitats y establecer la velocidad real del sonido en el agua (parámetro fundamental para el ecosondeo), se realizó en la zona de máxima profundidad un perfilado vertical de temperatura, conductividad eléctrica, pH y oxígeno disuelto (figura 22).

La columna de agua no se había mezclado completamente y si bien no se apreciaba una termoclina muy marcada, se registra un descenso paulatino de 4°C a partir de los 16 m de profundidad. Persiste en dicha profundidad un intenso gradiente en los niveles de oxígeno y a partir de los 17 metros registra anoxia. Los valores de pH se mantienen muy uniformes a lo largo del perfil, en torno a valores medios de 7,0 y mínimos de 6,5 y la conductividad eléctrica apenas varía del valor medio de 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$, característico de este embalse.

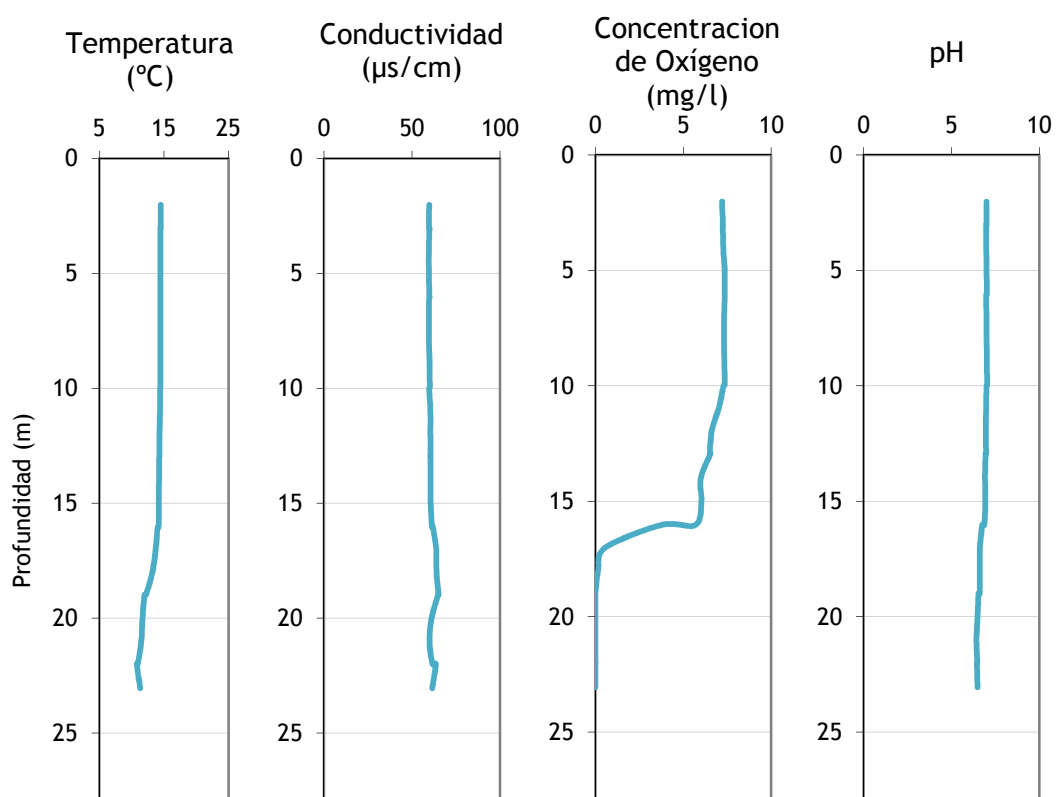


Figura 22. Perfiles físico-químicos realizados durante el muestreo en la zona más profunda del embalse

3. Resultados

3.1. Sondeo hidroacústico: densidad de peces

Los recorridos móviles de ecosondeo han cubierto una longitud total de 82,3 km (con dos transductores), lo que supone un valor del índice de cobertura (Da) de 44. Los recorridos completos sobre el mapa batimétrico, se presentan en la siguiente figura.

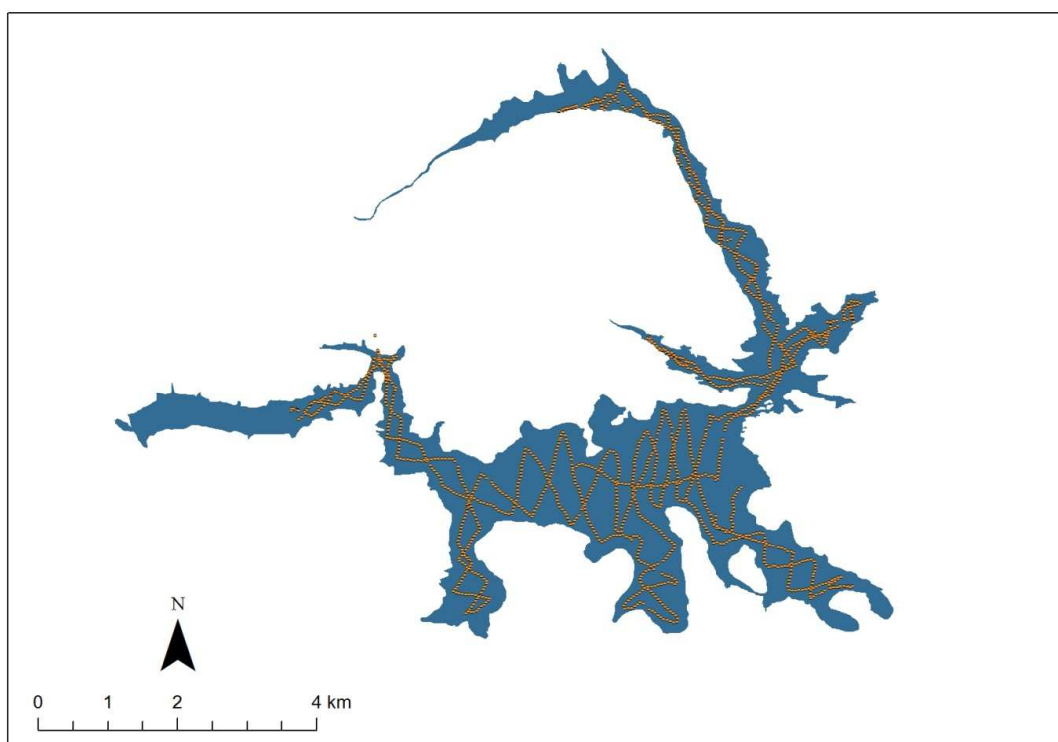


Figura 23. Trayectorias seguidas en el sondeo hidroacústico del embalse

Mediante el método descrito, se ha obtenido una estimación de densidad en celdas de 50 m y también la talla acústica corregida de cada uno de los blancos y rastros de peces.

En la siguiente figura se muestra un ejemplo de ecograma del embalse de Cuerda del Pozo, realizado con haz vertical y asociado a una zona profunda. Se aprecian columnas de burbujas que salen desde el fondo y ascienden hasta la superficie. Hacia el final del ecograma se observa una línea horizontal a 17-18 metros que corresponde a la oxiclina. Apenas se aprecian señales de peces.

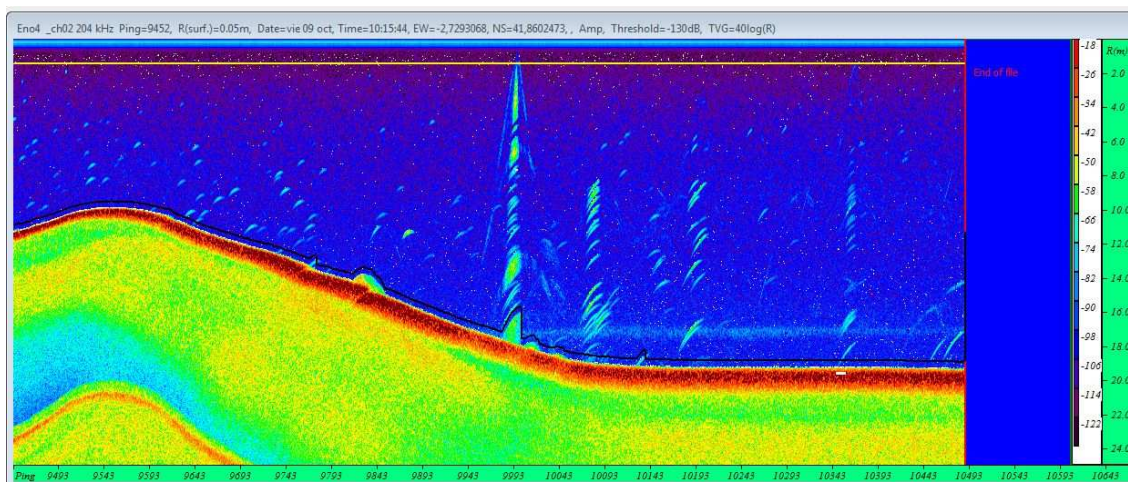


Figura 24. Ejemplo de ecograma del haz vertical del embalse de Cuerda del Pozo

En la tabla siguiente se ofrecen los estadísticos descriptivos por estratos y sectores, tanto para el ecosondeo horizontal como para el vertical. La densidad se ha expresado en individuos por decámetro cúbico ($1 \text{ dam}^3 = 1.000 \text{ m}^3$).

Tabla 3. Densidad de peces (ind/dam³) por estratos, estimada mediante acústica

Sector	Estrato	Densidad media (ind/dam ³)	Densidad máxima (ind/dam ³)	Número de celdas	Número de celdas con valor 0	Desviación típica
1	1	0,05	6,85	403	340	0,40
	2	0,35	85,18	272	265	5,17
2	1	0,02	1,84	683	587	0,11
	2	0,05	4,21	600	550	0,24
	3	0,27	6,93	188	165	1,01
3	1	0,13	9,29	560	307	0,45
	2	0,42	34,25	493	374	1,94
	3	0,06	3,17	197	167	0,29

Estos valores medios se han ponderado con el volumen de cada estrato y sector (tabla 2), para obtener una densidad media en el embalse de $0,12 \text{ ind/dam}^3$. Este valor es muy bajo e indicativo de un acusado déficit poblacional; de hecho es uno de los más bajos (está en torno al percentil 5) estimado por este equipo técnico en los más de 80 embalses censados en la Península Ibérica.

En la figura 25 se presenta la disposición geográfica de las celdas de análisis para cada uno de los estratos y se representa mediante símbolos graduados la densidad de cada celda de análisis. Se han utilizado como valores de corte la mitad de la densidad media, la densidad media y el doble de la misma.

Se aprecia que la mayor concentración de peces está en el estrato medio y superior y que es el estrato inferior el que presenta menores concentraciones de peces como era de esperar debido a la ausencia de oxígeno por debajo de los 17 metros de profundidad. También se observa una distribución de peces bastante homogénea asociada a la zona del brazo de Vinuesa y zona de presa, mientras que en las zonas de Ebrillos, playa Pita y playa Gamella esta distribución es menos homogénea si bien hay presencia de peces en todas las zonas del embalse.

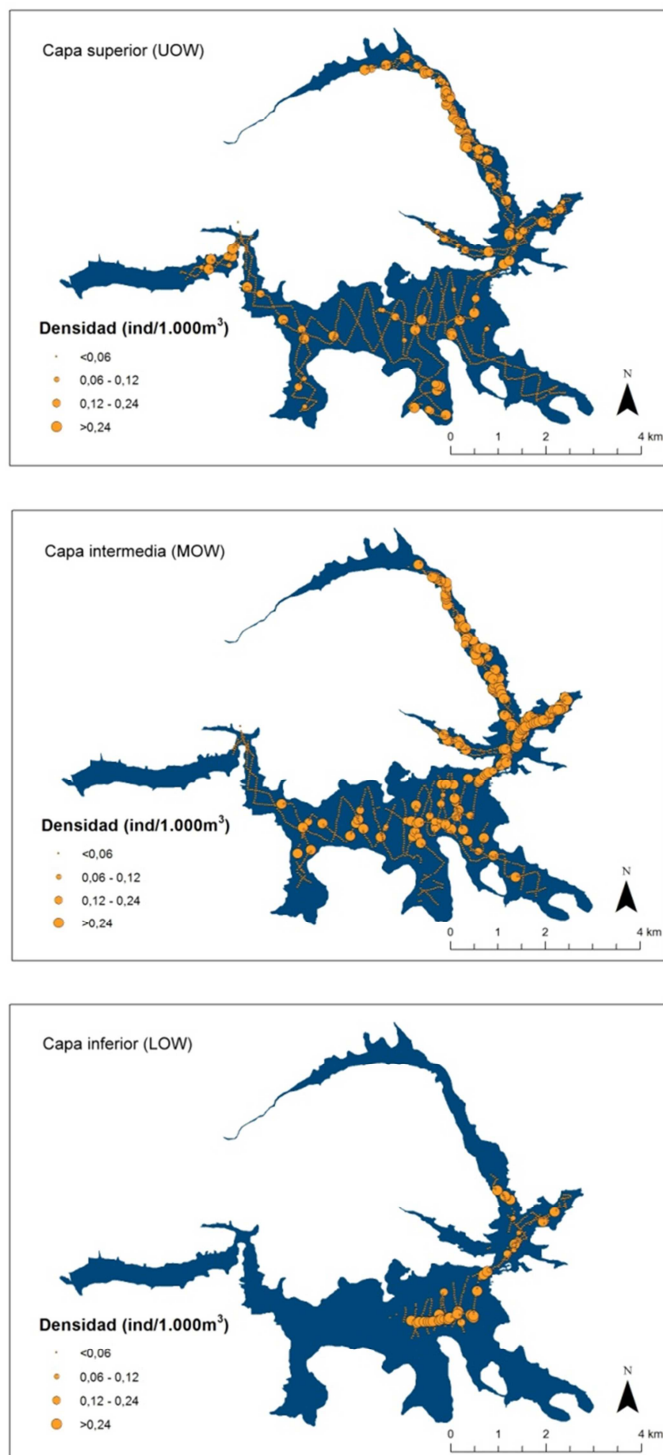


Figura 25. Celdas de análisis de hidroacústica y representación de la densidad de peces. Cada punto representa una celda de 50 m de longitud.

3.2. Muestreos directos: composición específica

Los muestreos directos se han realizado mediante pesca con redes agalleras multipaño según se describen en la norma CEN 14.757 y mediante pesca eléctrica desde embarcación en las zonas litorales someras. Se han calculado a partir de los resultados de las pescas los siguientes estimadores poblacionales, tanto por especie como para los totales:

- Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), es decir, el número de ejemplares acumulado estandarizado a 12 h de pesca y 45 m² de red multipaño (red bentónica) o bien, en caso de tratarse de pesca eléctrica, número de ejemplares capturado por 100 m de orilla recorridos.
- Biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE), es decir, el peso acumulado estandarizado a 12 h de pesca y 45 m² de red multipaño (red bentónica), o bien, en caso de tratarse de pesca eléctrica, peso total de los ejemplares capturados por 100 m de orilla recorridos.

En la tabla 4 se enumeran todas las especies capturadas y se indica su carácter autóctono o alóctono, así como el método de detección (red y pesca eléctrica, RD y PE respectivamente).

Tabla 4. Especies capturadas en el muestreo

Especie		Método de detección	Origen
Nombre científico	Nombre común		
<i>Salmo trutta fario</i>	Trucha común	RD	Autóctono
<i>Luciobarbus bocagei</i>	Barbo común	RD, PE	Autóctono
<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	RD, PE	Alóctono
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa común	RD	Alóctono (anterior a 1900)
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno	RD;PE	Alóctono
<i>Micropterus salmoides</i>	Black Bass	RD,PE	Alóctono

De las seis especies detectadas sólo dos son autóctonas: el barbo común y la trucha común. Las especies restantes (black bass, alburno, lucioperca y carpa común) son alóctonas, todas catalogadas actualmente como exóticas invasoras excepto la carpa, cuya catalogación es previsible que se produzca próximamente, como ya se ha explicado con anterioridad. En las redes se capturaron todas las especies, pero con la pesca eléctrica no se obtuvieron carpas ni truchas.

Capturas con redes

El total de capturas con redes fue de 145 peces con un peso total de 37,60 kg, lo que supone 63 CPUE (ejemplares capturados por unidad de esfuerzo) y 20,40 kg de biomasa por unidad de esfuerzo. Se emplearon un total de 36 redes en 677 horas de pesca (96 unidades de esfuerzo).

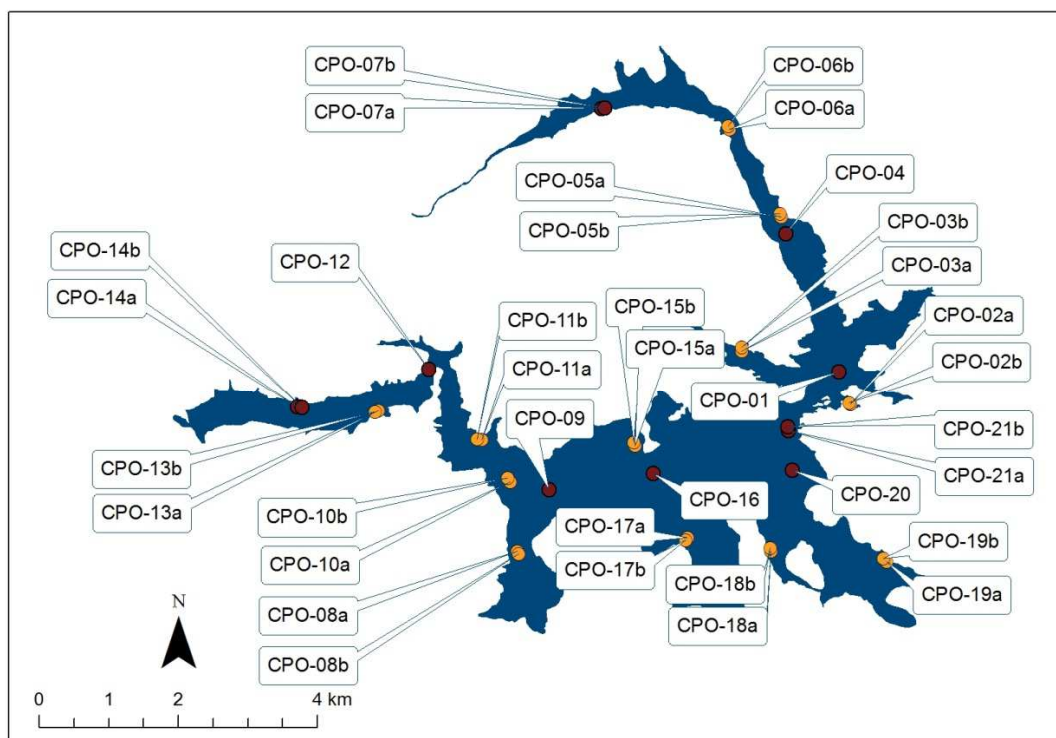


Figura 26. Ubicación de las redes de muestreo y recorridos de pesca eléctrica.

En la Tabla 5 y en la figura 27, se facilitan los resultados obtenidos de las redes, agregados por especies, para cada uno de los estratos del embalse. Se han capturado un total de seis especies diferentes.

Tabla 5. Resultados de las pescas con red por especies

	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Luciobarbus bocagei</i>	<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Salmo trutta fario</i>	<i>Sander lucioperca</i>	Total
Capturas	99	6	12	3	1	24	145
CPUE	35	3	7	2	0	15	63
% CPUE	56%	5%	11%	3%	1%	24%	100%
PF total (g)	500	15.094	10.268	739	1.773	9.182	37.556
BPUE (g)	212	7.414	6.202	479	883	5.238	20.429
% BPUE	1%	36%	30%	2%	4%	26%	100%
Long furcal media (mm)	83	512	451	248	550	308	175
Peso medio (g)	5	2.516	856	246	1.773	383	259

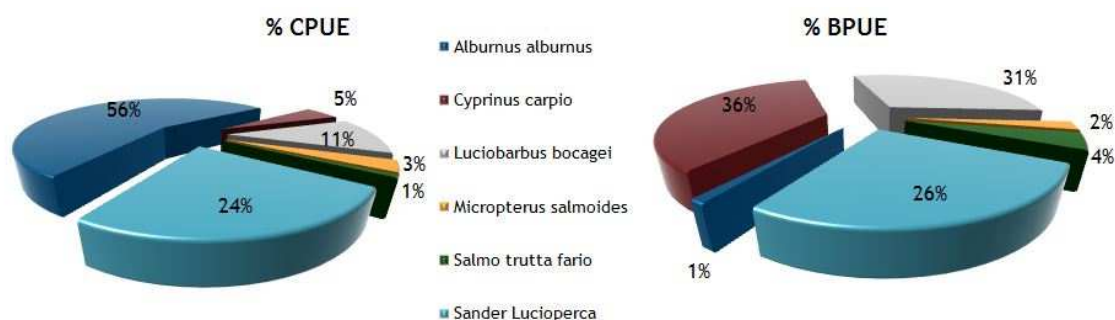


Figura 27. Composición de la asociación obtenida mediante redes

Se observa que la asociación está dominada por el alburno (*Alburnus alburnus*) (56%), seguido por la lucioperca (*Sander lucioperca*) (24 %), barbo (*Luciobarbus bocagei*) (11 %) y carpa común (*Cyprinus carpio*) (5%), las otras especies capturadas (*black bass* y trucha común) tienen mucha menor importancia en la asociación. En lo que respecta a la biomasa, la carpa común domina la asociación (36%) seguido por el barbo (31%) y lucioperca (26%). El alburno pierde importancia desde el punto de vista de la biomasa, ya que es una especie de pequeña talla.

En la Figura 28 se muestran los histogramas de frecuencias de las capturas por clases de talla de 5 mm. Se han incluido las capturas realizadas mediante pesca eléctrica cuyos resultados se exponen en el apartado siguiente.

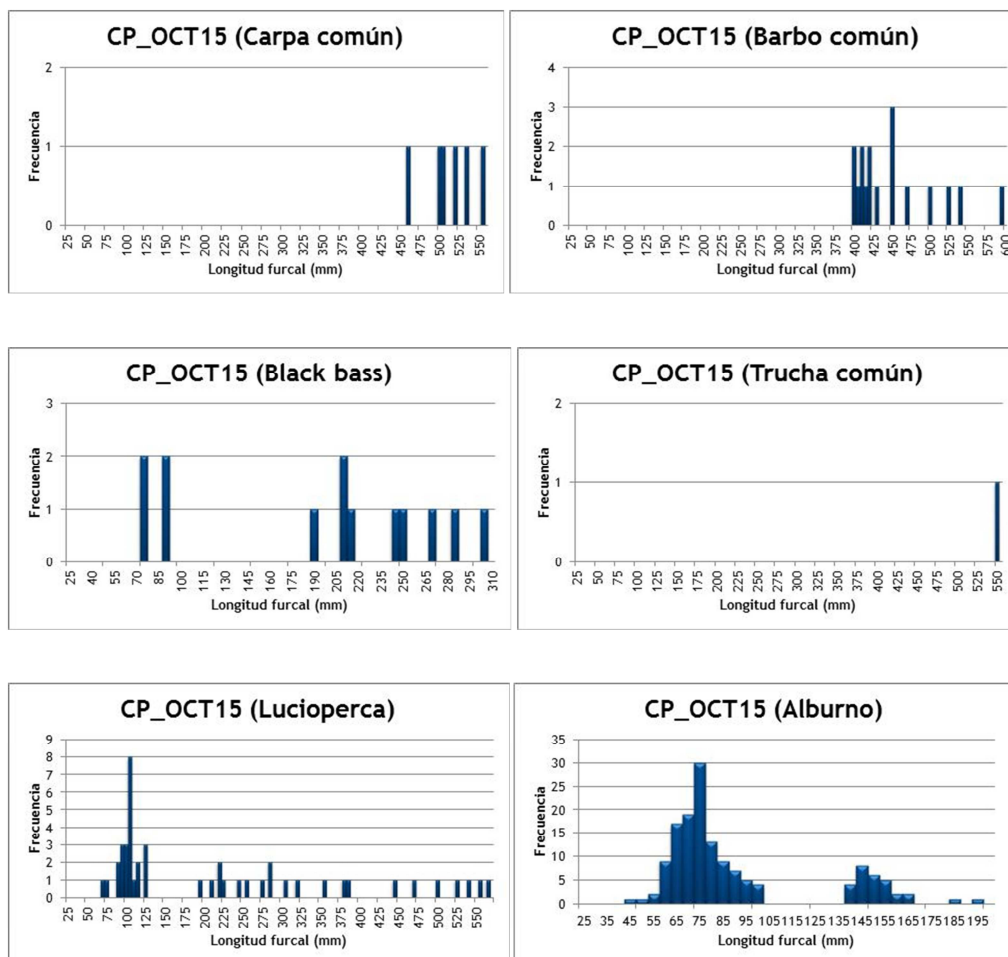


Figura 28. Histogramas de frecuencias de capturas en clases de longitud de 5 mm

Se aprecia claramente la ausencia de tallas pequeñas y medianas en todas las especies excepto en la lucioperca, *black bass* y alburno, reflejo de una depredación sobre las tallas menores de los grandes ciprínidos (barbo y carpa) durante los últimos años.

Resultados de la pesca eléctrica

El total de capturas con pesca eléctrica fue de 84 peces con un peso total de 6,82 kg, lo que supone 19 CPUE (ejemplares capturados por unidad de esfuerzo) y 1,53 kg de BPUE. Se realizaron un total de 12 transectos (figura 29) que cubrieron 6 217 m de orilla.

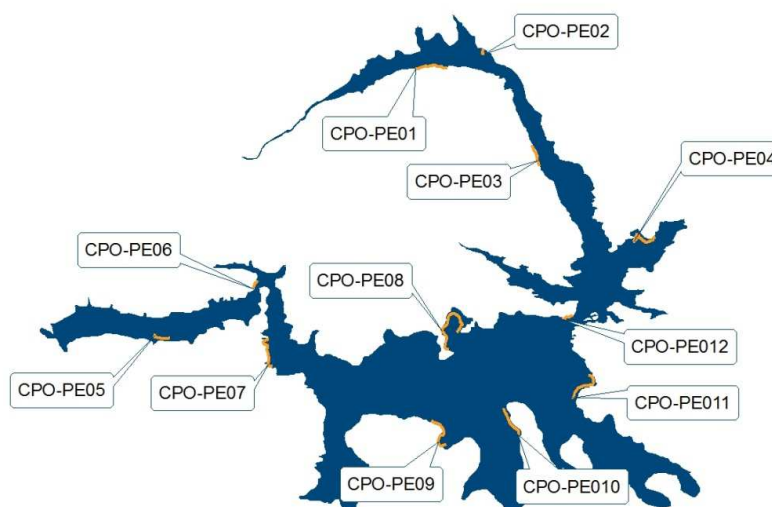


Figura 29. Ubicación de los recorridos de pesca eléctrica realizados en el embalse

En la tabla siguiente se facilitan los resultados obtenidos, agregados por especies. Se capturaron cuatro de las seis especies diferentes detectadas en el embalse

Tabla 6. Resultados de la pesca eléctrica por especies

	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Luciobarbus bocagei</i>	<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Sander Lucioperca</i>	Total
Capturas	47	5	10	22	84
CPUE	9	1	3	6	19
% CPUE	46%	6%	15%	33%	100%
PF total (g)	430	4.159	1.355	877	6.821
BPUE (g)	90	930	312	202	1.534
% BPUE	6%	61%	20%	13%	100%
Long furcal media (mm)	100	454	174	126	137
Peso medio (g)	9	832	135	40	81

En la asociación reflejada en las capturas mediante pesca eléctrica, alburno y lucioperca presentan también el mayor porcentaje de capturas por unidad de esfuerzo (46%) y (22%) respectivamente, seguido con un porcentaje bastante inferior por *black bass* (3%) y barbo (1%). Sin embargo, en términos de biomasa el barbo domina claramente la asociación (61%), seguido por el *black bass* (20%), mientras que el alburno tan sólo representa el 6% del total, ya que es una especie de talla pequeña.



Figura 30. Composición de la asociación obtenida mediante pesca eléctrica

3.3. Densidad y biomasa por especies y zonas

Los resultados de las estimaciones obtenidas de densidad y biomasa por especies y totales se integran para el conjunto del embalse. En primer lugar, se obtienen las estimaciones de biomasa por celdas.

Tabla 7. Biomasa de peces por estratos (g/m^2) estimada mediante acústica

Sector	Estrato	Biomasa media (g/m^2)	Biomasa máxima (g/m^2)	Número de celdas	Número de celdas con valor 0	Desviación típica
1	1	0,04	39,70	403	340	2,11
	2	0,32	55,57	272	266	3,83
2	1	0,02	89,17	683	594	3,84
	2	0,38	132,02	600	551	5,64
	3	0,27	21,58	188	167	1,93
3	1	0,07	228,50	560	311	9,68
	2	1,31	179,49	493	380	10,65
	3	0,24	25,36	197	181	1,99

Sumando las biomásas de cada uno de los estratos y refiriéndolo a la superficie del embalse, se obtiene una biomasa media de $0,96 \text{ g}/\text{m}^2$, o lo que es lo mismo: $9,6 \text{ kg}/\text{ha}$. Se trata de un valor bajo de biomasa, que se explica por la dominancia de una especie de pequeña talla como el alburno y la escasez de grandes ciprínidos, especialmente de carpa que ahora solamente representa el 5% de las capturas.

En figura 31 se sitúan geográficamente las celdas de análisis para cada uno de los estratos y se representa mediante símbolos graduados la biomasa de cada celda de análisis. Se han empleado como valores de corte la mitad de la biomasa media del embalse, la biomasa media y el doble de la misma. La distribución de la biomasa es muy parecida a la de la densidad, con la mayor frecuencia de valores altos de biomasa en el estrato intermedio, y la menor en el estrato inferior (solamente disponible en zona de presa y central del embalse). En el estrato superficial se presentan también celdas de alta biomasa relativa en la zona de cola del río Ebrillos.

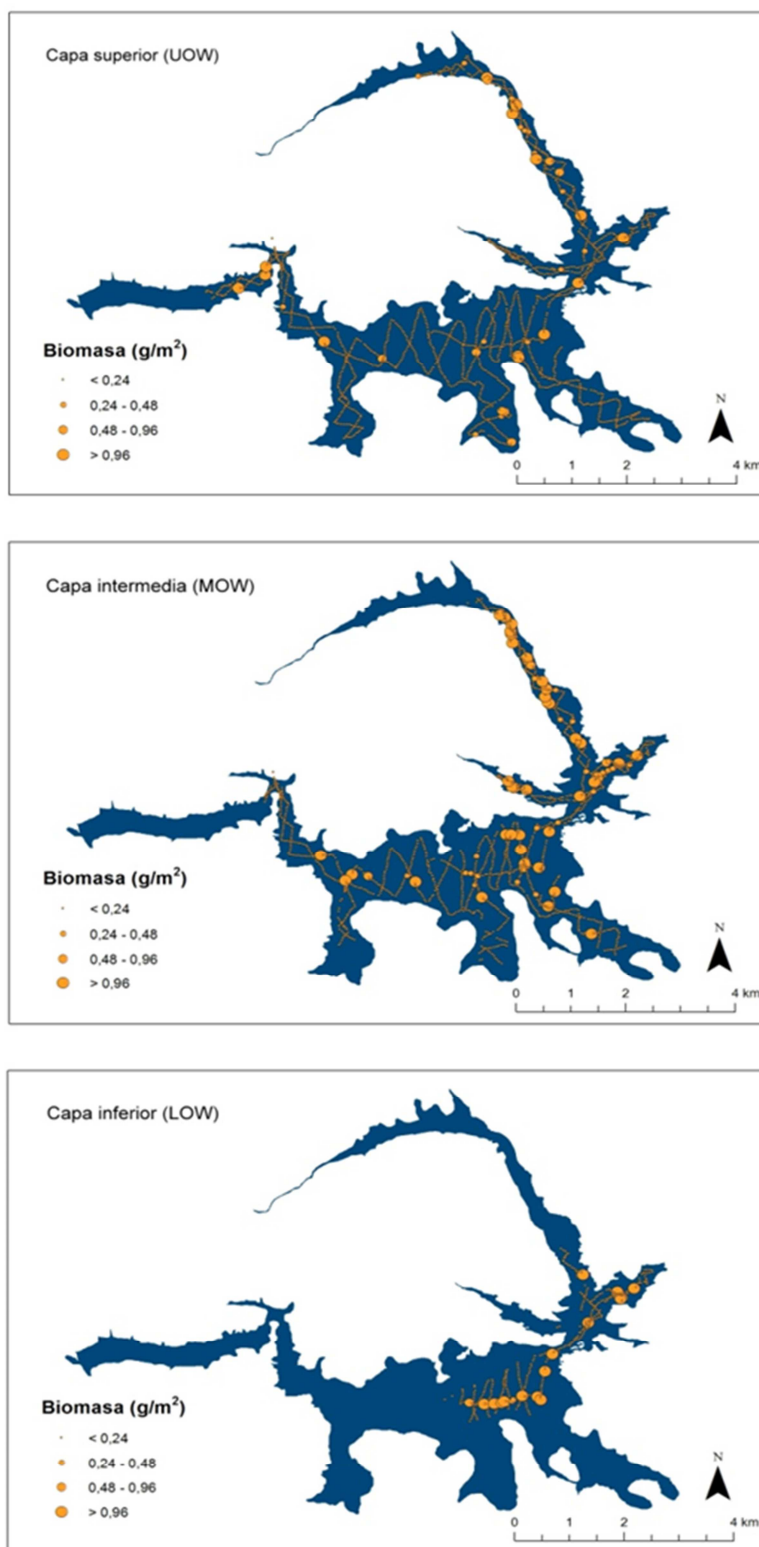


Figura 31. Celdas de análisis de hidroacústica y representación de la biomasa de peces en los diferentes estratos de profundidad

3.4. Densidad y biomasa por especies y sinopsis de resultados

Para poder ofrecer una estimación de las densidades y biomasa por especies, es necesario aplicar la distribución de especies obtenidas mediante muestreo directo a las densidades y biomasa obtenidas mediante hidroacústica.

En las tablas que se muestran a continuación se han calculado la densidad y biomasa relativas por especie, referidas a volumen (dam^3) y superficie (m^2) respectivamente, para el conjunto del embalse.

Tabla 8. Densidades (ind/dam^3) y biomasa (g/m^2) por especie y sector

Sector	Especie:	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Luciobarbus bocagei</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Salmo trutta f.residente</i>	<i>Sander lucioperca</i>	Total
1	Densidad media (ind/dam^3)	0,104	0,011	0,014	0,000	0,000	0,031	0,161
1	Biomasa media (g/m^2)	0,002	0,032	0,157	0,000	0,000	0,022	0,213
2	Densidad media (ind/dam^3)	0,021	0,013	0,000	0,002	0,000	0,016	0,051
2	Biomasa media (g/m^2)	0,003	0,178	0,000	0,010	0,000	0,171	0,363
3	Densidad media (ind/dam^3)	0,162	0,018	0,005	0,012	0,004	0,049	0,250
3	Biomasa media (g/m^2)	0,015	0,342	0,207	0,043	0,112	0,278	0,996

Se puede apreciar que el estrato más profundo es el que presenta los valores promedio más elevados, aunque representa una porción menor del volumen del embalse. La menor biomasa se presenta en el estrato más superficial, aunque la densidad es proporcionalmente más alta puesto que es donde se concentra el alburno. La lucioperca presenta los valores más altos de densidad después del alburno en todos los estratos, pero barbo y carpa la superan en biomasa.

El embalse de Cuerda del Pozo presenta una asociación dominada por especies exóticas que ocupan nichos ecológicos de truchas y ciprínidos autóctonos, desplazándolas por competencia y/o depredación, lo que le convierten en un embalse con una asociación de ictiofauna empobrecida. De las seis especies detectadas sólo dos son autóctonas, la trucha y el barbo.

La asociación de peces en el embalse en densidad está dominada por el alburno (*Alburnus alburnus*) (56%), seguido por la lucioperca (*Sander lucioperca*) (24 %), barbo (*Luciobarbus bocagei*) (11 %) y carpa común (*Cyprinus carpio*) (5%). En lo que respecta a la biomasa, la carpa común domina la asociación (36%) seguido por el barbo (31%) y lucioperca (26%).

La asociación de las zonas litorales también está dominada en densidad por el alburno (46%) y la lucioperca (33%) seguido por el *black bass* (15%). Sin embargo el barbo domina la asociación en términos de biomasa, con un 61 % del total. Le siguen el *black bass* (20%) y la lucioperca (13%).

La densidad media de peces, a partir de la interpolación en celdas de 50 m, es de 0,122 ind/dam³. Ese valor de densidad es bajo a pesar del carácter oligotrófico del embalse. La biomasa de peces obtenida en el embalse es de 0,48 g/m², o lo que es lo mismo, 0,48 kg/ha, que resulta proporcionalmente más alto que la densidad, pero que tampoco se acerca a los valores que se podrían esperar en un embalse de moderada productividad.

En definitiva, la ictiocenosis actual del embalse está muy alterada en cuanto a su estructura y a la dinámica de las poblaciones, estando muy alejadas en su conjunto de la capacidad de carga del hábitat.