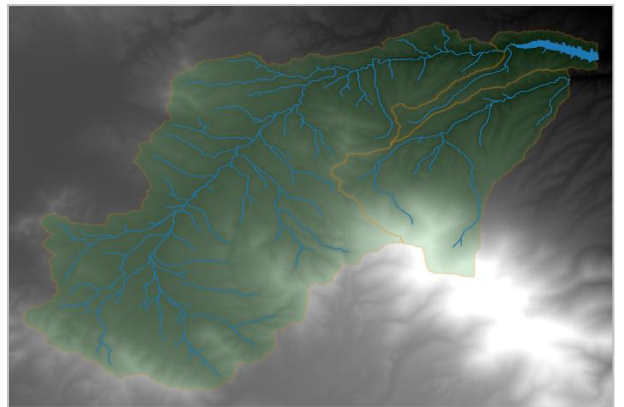


ESTUDIO DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA) Y PROGRAMA DE MEDIDAS





ESTUDIO DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE DE EL VAL (ZARAGOZA) Y PROGRAMA DE MEDIDAS

PROMOTOR:

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



SERVICIO:

CONTROL DEL ESTADO ECOLÓGICO

DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Javier San Román Saldaña

Vicente Sancho-Tello Valls

M^a José Rodríguez Pérez

Susana Cortés Corbasi

EMPRESA CONSULTORA:

Ecohydros SL.



EQUIPO DE TRABAJO:

Agustín Monteoliva, Alberto Criado, José Augusto Monteoliva, Tamara Santiago.

PRESUPUESTO DE LA ADJUDICACIÓN:

20.878,55 Euros

CONTENIDO:

MEMORIA/CD

AÑO DE EJECUCIÓN:

2017

FECHA ENTREGA:

NOVIEMBRE 2017

REFERENCIA IMÁGENES PORTADA:

Superior izquierda: presa de El Val

Superior derecha: desembocadura del canal del Queiles

Inferior izquierda: ribera del embalse de El Val

Inferior derecha: mapa de la cuenca de drenaje del embalse de El Val con red hidrográfica y subcuencas de análisis

CITA DEL DOCUMENTO: Confederación Hidrográfica del Ebro (2017). Estado trófico del embalse de El Val y programa de medidas. 71 pág. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>

El presente informe pertenece al Dominio Público en cuanto a los Derechos Patrimoniales recogidos por el Convenio de Berna. Sin embargo, se reconocen los Derechos de los Autores y de la Confederación Hidrográfica del Ebro a preservar la integridad del mismo, las alteraciones o la realización de derivados sin la preceptiva autorización administrativa con fines comerciales, o la cita de la fuente original en cuanto a la infracción por plagio o colusión. A los efectos prevenidos, las autorizaciones para uso no científico del contenido deberán solicitarse a la Confederación Hidrográfica del Ebro.

ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE DE EL VAL Y PROGRAMA DE MEDIDAS

El embalse de El Val soporta las consecuencias de la eutrofización y su potencial ecológico es inferior a “Bueno”, que es el objetivo medioambiental. De hecho está propuesto para su catalogación como “zona sensible” de acuerdo a los criterios establecidos en el anexo II del Real Decreto 509/96, de 15 de marzo. Esto implicaría la adopción de medidas especiales para reducir la aportación de nutrientes en el área de captación y también un seguimiento específico de la calidad de sus aguas.

El presente Estudio, realizado en la totalidad de la cuenca hidrográfica del embalse de El Val y en la cuenca del río Queiles hasta el azud de derivación desde el que se transfiere agua al embalse, ha permitido alcanzar una estimación orientativa de las aportaciones de fósforo al embalse y conocer su origen, mediante la aplicación de procedimientos semi-empíricos de modelado a los datos disponibles. Estas estimaciones sirven al propósito de enfocar futuras acciones dirigidas a cumplir los objetivos medioambientales en relación a la calidad de sus aguas y a su potencial ecológico.

Las estimaciones realizadas reflejan un exceso en la carga de fósforo, que procede de vertidos de aguas residuales de las poblaciones de Ólvega y Ágreda, tratados en la EDAR de Ágreda, así como de las actividades ganaderas y en menor medida de la piscifactoría de Vozmediano. En el periodo de estratificación térmica y en años secos, la ganadería pierde importancia como fuente de fósforo y la piscifactoría puede llegar a ser tan relevante como la mencionada EDAR.

La simulación realizada indica que la medida más eficiente para reducir el actual estado trófico del embalse (eutrofia) sería aplicar un tratamiento terciario con precipitación química de fósforo al vertido de la EDAR de Ágreda, o en su defecto un tratamiento terciario mediante un humedal controlado. Esta reducción, y mejora asociada de la calidad del agua, se centraría en la carga de fósforo que recibe el embalse, pero para alcanzar un grado estable de mesotrofia debería acompañarse de otras actuaciones enfocadas a los otros focos de aportación y también en el propio embalse.

Con este fin, se facilita una serie de indicaciones y recomendaciones que incluye la obtención de datos necesarios para la calibración de las herramientas de modelado adecuadas para optimizar las actuaciones que formarían parte del Programa de Medidas. Entre las actuaciones que se barajan, se incluyen no sólo el tratamiento terciario de las aguas residuales, sino también la definición de un plan de mejora del manejo del ganado y sus residuos, así como del manejo hidráulico y pesquero en el propio embalse de El val.

La estrategia planteada tendría además un carácter demostrativo y piloto de gran relevancia para la gestión de otras zonas sensibles de la Demarcación del Ebro.

TROPHIC STATE AND PROGRAMME OF MEASURES IN THE EL VAL RESERVOIR

The El Val reservoir suffers the consequences of eutrophication and its ecological potential is below that of "Good" which is the environmental objective. In fact it is proposed for its classification as "sensitive area" according to the criteria established in annex II of Royal Decree 509/96, of March 15. This would imply the adoption of special measures to reduce the contribution of nutrients in the collection area and also a specific monitoring of the quality of its waters.

This study, carried out in the basin of the El Val reservoir, has allowed the estimation of the contribution of phosphorus to the reservoir and its origin through the application of semi-empirical modeling procedures with the available data. These estimates serve the purpose of planning the future management of the reservoir as a sensitive area and its ecological potential.

The achieved estimates reflect an excess in the phosphorus load, most of which comes from waste water treatment plants of Ólvega and Ágreda, livestock activities, and also water from the fishfarm located in Vozmediano.

It has been shown that the most efficient way to reduce the current trophic status of the reservoir (eutrophy) would be to apply a tertiary treatment with chemical precipitation of phosphorous to the sewage of the EDAR of Ágreda. This reduction, and the associated improvement in water quality, would focus on the reservoir exogenous phosphorus load, but in order to reach a stable grade of mesotrophy, more detailed work should focus on the other input loads and also the reservoir itself.

In order to achieve this goal, a series of instructions and recommendations are provided, which includes the generation of the required data needed for the calibration of the appropriate modeling tools, in order to optimize the actions that would form part of the Programme of Measures. The considered actions not only include the tertiary treatment of wastewater, but also the definition of a plan to improve livestock and waste management, as well as hydraulic and fishing management in the El Val reservoir itself.

The proposed strategy would also have a demonstrative character and pilot nature of great relevance for the management of other sensitive areas of the Demarcation of the Ebro.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETO	11
2. ÁMBITO DE ESTUDIO.....	12
3. ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA EN EL ÁMBITO DE ESTUDIO.....	17
3.1. <i>ESTADO TRÓFICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO EN EL EMBALSE.....</i>	<i>17</i>
3.2. <i>ESTADO ECOLÓGICO EN LAS MASAS DE AGUA RÍOS</i>	<i>20</i>
4. METODOLOGÍA.....	23
4.1. <i>INFORMACIÓN BÁSICA UTILIZADA</i>	<i>25</i>
4.2. <i>GENERACIÓN CARTOGRÁFICA DE LA CUENCA Y RED HIDROGRÁFICA</i>	<i>28</i>
4.3. <i>MODELADO HIDROLÓGICO Y DE APORTACIONES DIFUSAS DE FÓSFORO.....</i>	<i>32</i>
4.3.1. <i>Mapa usos del suelo y asignación a grupos hidrológicos</i>	<i>35</i>
4.3.2. <i>Parametrización y ajustes del modelo.....</i>	<i>37</i>
4.3.3. <i>Datos de contorno del modelo.....</i>	<i>38</i>
4.4. <i>ESTIMACIÓN DE LAS APORTACIONES POR AGUAS RESIDUALES</i>	<i>40</i>
4.5. <i>ESTIMACIÓN DE LAS APORTACIONES INTERNAS DEBIDAS A LA POBLACIÓN DE CARPAS</i>	<i>43</i>
4.6. <i>INTEGRACIÓN EN UN LENGUAJE DE SISTEMAS DINÁMICOS</i>	<i>45</i>
4.7. <i>ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN ESPERADA EN EL EMBALSE.....</i>	<i>48</i>
5. RESULTADOS	50
5.1. <i>BALANCE HÍDRICO.....</i>	<i>50</i>
5.2. <i>APORTACIONES DE FÓSFORO</i>	<i>52</i>
5.3. <i>CONCENTRACIÓN ESTIMADA EN EL EMBALSE BAJO DIFERENTES ESCENARIOS</i>	<i>59</i>
6. CONCLUSIONES.....	64
7. RECOMENDACIONES Y PROGRAMA DE MEDIDAS.....	65
7.1. <i>OBJETIVOS</i>	<i>65</i>
7.2. <i>DATOS Y HERRAMIENTAS NECESARIAS</i>	<i>66</i>
7.3. <i>PROGRAMA DE MEDIDAS</i>	<i>67</i>
8. REFERENCIAS.....	69

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación del potencial ecológico y estado trófico del embalse de El Val entre 2007 y 2016..	17
Tabla 2. Características y clasificación del estado ecológico en las MAS río entre 2007 y 2016	21
Tabla 3. Relación de las principales fuentes de información y características de los datos empleados. ...	26
Tabla 4. Número y características utilizadas en este trabajo para los diferentes tipos ganaderos presentes en la cuenca.	39
Tabla 5. Características de los vertidos de aguas residuales urbanas en las subcuencas de análisis	42
Tabla 6. Características del vertido de la piscifactoría de Vozmediano	43
Tabla 7. Precipitación y aportación hídrica anual en la cuenca del embalse de El Val, a partir de la simulación hidrológica del Estudio	50
Tabla 8. Estadísticas principales de las aportaciones mensuales de fósforo (kg) al embalse de El Val, estimadas mediante simulación (la suma se refiere a todo el periodo estudiado) para la cuenca total del embalse, agregando subcuencas	53
Tabla 9. Tiempo de residencia hidráulica (TRH, en años) en el embalse para la serie estudiada, y valores corregidos de concentración de fósforo total [P] _T estimada en el embalse (en µg _P /L), a partir de la aportación anual de fósforo o L(P), expresada en mg/m ² y obtenida por simulación.....	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Situación del embalse y cuenca de El Val en la Demarcación Hidrográfica del Ebro	13
Figura 2. Ficha técnica de la presa de El Val (sig.mapama.es)	15
Figura 3. Vistas panorámicas en relieve de la cuenca de drenaje del embalse de El Val (arriba) y del entorno del propio embalse (abajo).....	16
Figura 4. Evolución interanual de la concentración media de fósforo total en el embalse de El Val. Las líneas horizontales indican el umbral de la OCDE que separa la mesotrofia de la eutrofia (rojo) y de la oligotrofia (verde). La línea discontinua indica el umbral objetivo de 24 µg/L (ver más adelante).	18
Figura 5. Evolución interanual de la concentración media de fósforo total en el embalse de El Val según los valores del muestreo según el procedimiento oficial (azul claro) y añadiendo las muestras complementarias (azul oscuro).	19

Figura 6. Evolución interanual del valor del índice TSI, calculado a partir de la concentración media de fósforo total en la zona fótica. Las líneas horizontales representan los límites entre clases.....	20
Figura 7. Detalles de las subcuencas de análisis aplicadas en el Estudio	25
Figura 8. Resultado del proceso de representación adaptada del MDT y remoción de depresiones del terreno (trasvase del Queiles en trazo verde discontinuo).....	29
Figura 9. Resultado del proceso de análisis de la dirección de flujo.....	30
Figura 10. Mapa ráster de pendiente del terreno generado en el análisis	30
Figura 11. Mapa ráster del área de contribución específica de cada celda	31
Figura 12. Subcuencas de drenaje y red sintética de ríos obtenida para la simulación hidrológica en la cuenca del embalse de El Val	32
Figura 13. Esquema de los procesos implicados en el balance hídrico del modelo GWLF	34
Figura 14. Clasificación según valores del factor “K”	36
Figura 15. Mapa de usos del suelo utilizado en el ESTUDIO	37
Figura 16. Ubicación de las explotaciones ganaderas censadas en las subcuencas de análisis	40
Figura 17. Ubicación de los puntos de vertido censados en las subcuencas de análisis	41
Figura 18. Diagrama que muestra las relaciones entre variables en el modelo de excreción de la carpa planteado	45
Figura 19. Planteamiento de la línea de agua del simulador de balance hídrico en la cuenca y embalse.	46
Figura 20. Planteamiento de la línea de aportaciones de fósforo total del simulador de nutrientes en la cuenca y embalse.....	48
Figura 21. Valores mensuales medios de las variables hidrológicas en el periodo estudiado	51
Figura 22. Ajuste del volumen embalsado obtenido mediante simulación a los datos de explotación.....	52
Figura 23. Aportaciones mensuales estimadas de fósforo total (kg) al embalse de El Val en el periodo de 2008 a 2016, diferenciando entre los diferentes tipos de fuentes generadoras	54
Figura 24. Aportaciones anuales estimadas de fósforo total (kg) al embalse de El Val y precipitación anual en la cuenca, en el periodo de 2008 a 2015 (promedio de la serie en color granate).	55
Figura 25. Porcentaje de la aportación al total de cada fuente generadora de fósforo. En el gráfico superior se calcula sobre el promedio de la serie de años estudiada, en el intermedio sobre el periodo de estratificación del embalse, y en el inferior sobre un año seco (2016)	56

Figura 26. Aportación específica de fósforo (kg/ha/año) de cada una de las sub-cuencas analizadas (promedio de los ocho años evaluados).....	57
Figura 27. Aportación anual de fósforo (kg/año) de cada una de las sub-cuencas analizadas (promedio de los ocho años evaluados).....	58
Figura 28. Importancia relativa de las distintas fuentes en la aportación anual de fósforo de cada una de las sub-cuencas analizadas (promedio de los ocho años evaluados)	59
Figura 29. Estimación de la concentración media anual de PT en el embalse de El Val como consecuencia de los diferentes escenarios de actuación comentados. Se representa la media y la desviación estándar para los 9 años.	62
Figura 30. Estimación de la concentración media anual de PT en el embalse de El Val como consecuencia de los diferentes escenarios de actuación comentados, en época de estratificación ..	63

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETO

El presente documento constituye el informe final del Contrato de Servicios para realizar el estudio del “ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE DE EL VAL Y PROGRAMA DE MEDIDAS”, adjudicado a Ecohydros, S. L. por la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante, CHE).

La Resolución de 30 de junio de 2011, de la Secretaría de Estado de Medio Rural y Agua, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas intercomunitarias, no incluyó el embalse de El Val como “zona sensible”, de acuerdo a los criterios establecidos en el anexo II del Real Decreto 509/96, de 15 de marzo, que implicaría la adopción de medidas especiales para reducir la aportación de nutrientes en el área de captación y también un seguimiento específico de la calidad de sus aguas. Sin embargo, en el seguimiento del potencial ecológico de masas de agua muy modificadas que mantiene la CHE desde el año 2010 (y en estudios anteriores) se ha constatado que El Val no alcanza el buen potencial ecológico debido a un proceso de eutrofización.

Esta situación no solamente conlleva la degradación de las características organolépticas del agua y la consecuente limitación en los usos recreativos, sino también el riesgo de aparición de otros problemas ambientales, como mortandades masivas de peces y la proliferación de cianobacterias potencialmente tóxicas. En este último caso, las repercusiones podrían ser de carácter sanitario si las especies de cianobacterias y las condiciones del embalse favorecieran la producción de alguna de las diferentes toxinas identificadas en este grupo de microalgas.

Las zonas sensibles derivan de la aplicación de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (modificada por la Directiva 98/15/CE), por riesgo de eutrofización por nutrientes. Si el embalse estuviera en riesgo de eutrofización por vertidos de aguas residuales urbanas o industriales, podría ser susceptible de ser catalogado como “zona sensible”, de acuerdo con los criterios establecidos en el Anexo II del Real Decreto 509/96, de 15 de marzo. De hecho, la CHE propuso al MAPAMA en el año 2015 su inclusión en el listado de zonas sensibles.

En las zonas sensibles o, en general, en masas de agua sometidas que padecen eutrofización, conviene incidir en la reducción de la aportación de fósforo, a no ser que se demuestre que dicha reducción no tendrá consecuencias significativas sobre el nivel de eutrofización; también la eliminación de nitrógeno en determinados casos puede ser relevante.

Para determinar esa conveniencia se requiere la realización de estudios específicos, que según el caso pueden requerir estimaciones semiempíricas o, cuando estos fueran insuficientes, la aplicación de modelos dinámicos de mayor resolución espacial y temática, especialmente si se concluyera que se debe afrontar el diseño de medidas correctoras.

El presente estudio tiene como objetivo general determinar las causas concretas por las que el embalse de El Val presenta un estado de Eutrofia (CHE, 2016) y en qué medida intervienen los factores naturales y las diferentes presiones en la tendencia que presenta a la eutrofización, principalmente a través de la estima de las cargas de fósforo que recibe el embalse y su origen.

En este primer nivel de aproximación, se pretende averiguar si existe un margen de actuación para revertir esa tendencia, lo que podría conllevar la realización de estudios de mayor alcance dirigidos a diseñar y optimizar medidas correctoras.

Este informe recoge la descripción de los métodos aplicados, así como los resultados obtenidos, conclusiones y una serie de recomendaciones de gestión y programa de medidas.

2. ÁMBITO DE ESTUDIO

El embalse de El Val se localiza en el término municipal de Los Fayos, en la provincia de Zaragoza, se sitúa a una altitud de 629 m sobre el nivel del mar y recoge las aguas del río Val, más los aportes desde el río Queiles a través de un canal de trasvase desde un azud de derivación ubicado en este río.

El embalse se sitúa relativamente cerca de las fuentes de dichos ríos, al pie de la Sierra del Moncayo por su cara occidental, aguas arriba de la localidad de Tarazona. Aguas abajo del embalse, el río Val se incorpora al río Queiles en Los Fayos, y tras transitar por una zona de orografía suave en la que riega huertos y vegas, desemboca en el río Ebro por su margen derecha, en la localidad de Tudela.

La presa se terminó de construir en 2001, su titular es el Estado y los usos principales son el riego y originalmente el abastecimiento, aunque actualmente no se abastece a ninguna población desde este embalse, porque el agua para abastecimiento se toma desde el azud de derivación que hay antes del embalse del Val, con agua sólo del río Queiles. En lo referente a los usos lúdicos, el principal es la navegación (sólo permitida a remo o a vela), ya que el tramo

superior del río Val, incluyendo el embalse, está vedado a la pesca. En la Figura 1 se presenta su situación en la Demarcación Hidrográfica del Ebro (DHE) y en la Figura 2 la ficha técnica de la presa.

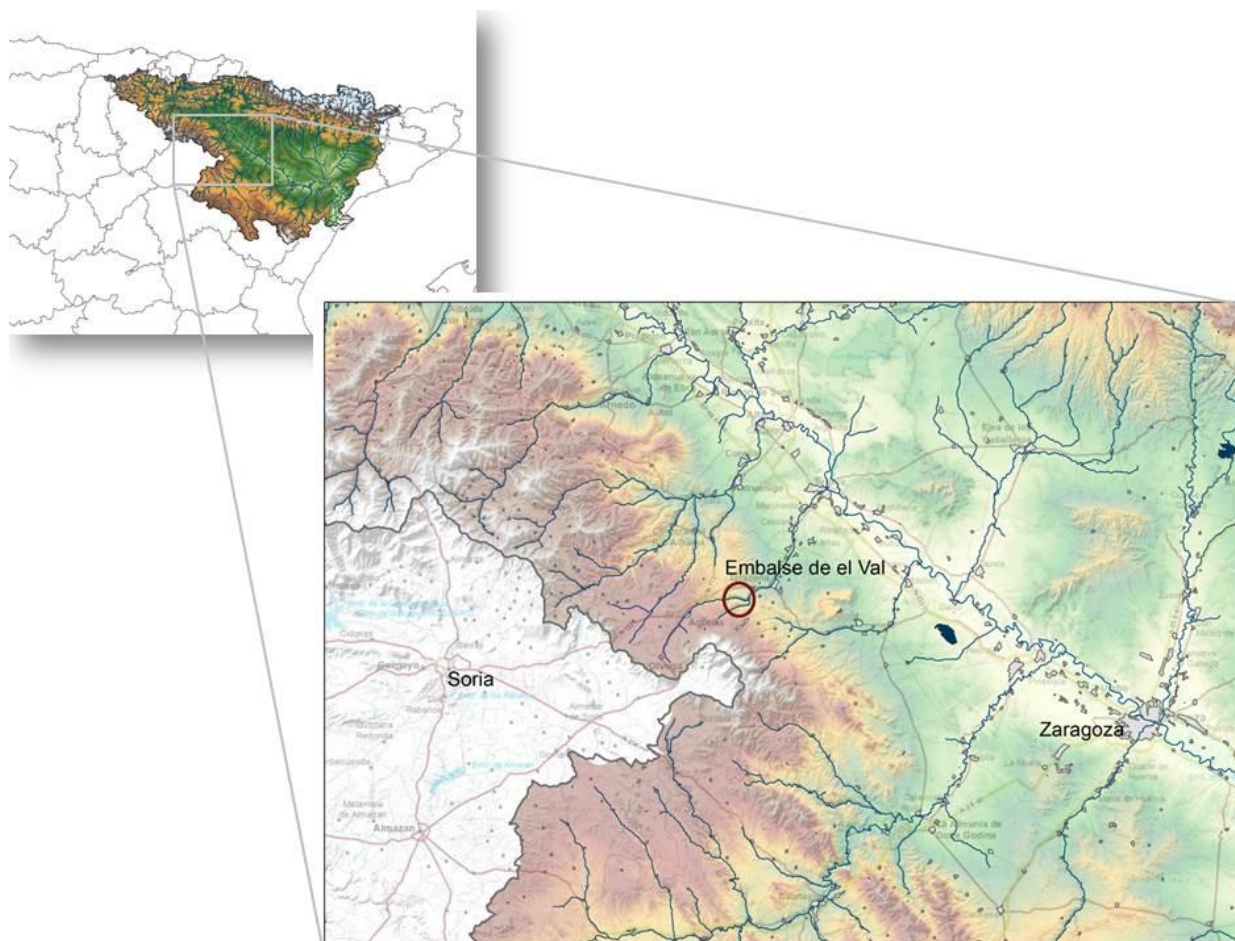


Figura 1. Situación del embalse y cuenca de El Val en la Demarcación Hidrográfica del Ebro

El río Val nace en la fuente Vomitrosa en el término de Ólvega pero recibe la mayor parte de su reducido caudal de los manantiales de los Ojos, en las inmediaciones de Ágreda. Recorre este río un tramo de poco más de 30 km antes de alcanzar el embalse del mismo nombre. Aguas abajo de la localidad de Ágreda transita por un profundo barranco hasta el embalse, recibiendo los aportes de varios afluentes menores. Poco antes de alcanzar el embalse abandona la provincia de Soria y entra en territorio Aragonés.

Además, el embalse recibe la aportación de un trasvase de aguas desde un azud en el río Queiles a través del canal de derivación de Los Fayos (Zaragoza), situado al sur del embalse. Este río tiene su nacedero natural en el manantial de Vozmediano, principal punto de descarga del acuífero del Karst del sur y oeste del Moncayo, razón por la que tiene un caudal muy estable de unos 1.100 L/s, que es del orden de 5 veces superior al del río Val. Por este motivo, la zona de Estudio comparte en realidad aguas de la cuenca del Duero, transferidas subterráneamente, y del Ebro.



Figura 2. Ficha técnica de la presa de El Val (sig.mapama.es)

El embalse se clasifica según la Orden ARM/2656/2008, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica, en la tipología E-T07, “Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15°C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos”.

La orografía de la zona determina una forma del vaso muy alargada y encajada verticalmente, como puede apreciarse en la forma de barranco en la Figura 3.

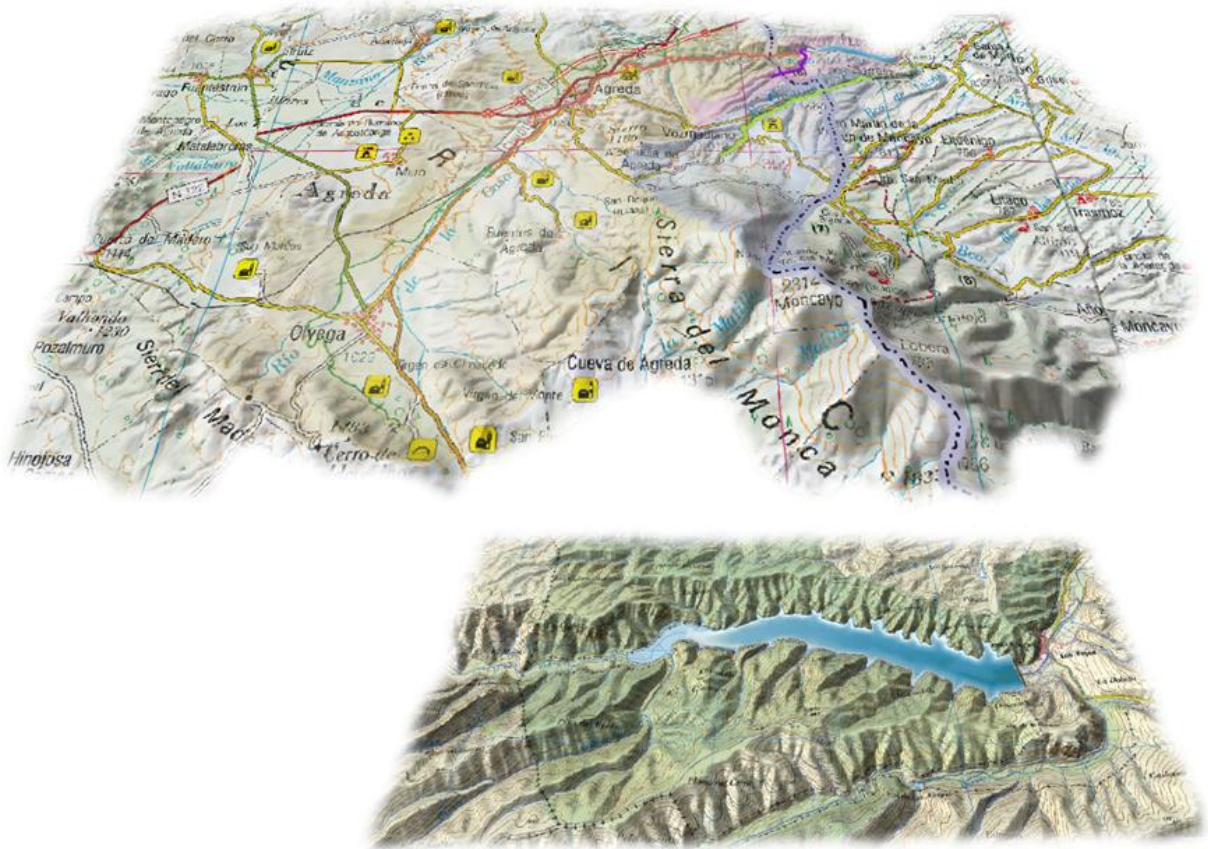


Figura 3. Vistas panorámicas en relieve de la cuenca de drenaje del embalse de El Val (arriba) y del entorno del propio embalse (abajo)

Los núcleos urbanos más importantes en la cuenca del río Val son Ágreda y Ólvega, con poblaciones de 3.000 y 3.600 habitantes respectivamente, y en la cuenca del Queiles destaca la población de Vozmediano, aunque no por su población, que no llega a 50 habitantes, sino por la presencia de una piscifactoría que utiliza aguas del manantial de Vozmediano y genera uno de los principales vertidos que terminan, parcialmente, en el embalse de El Val.

Entre los factores de presión más destacables *a priori* están el vertido de aguas residuales de la EDAR de Ágreda en el río Val, y el vertido de la piscifactoría del Moncayo en la localidad de Vozmediano al río Queiles, que también alcanza al menos parcialmente el embalse a través de la derivación de Los Fayos.

A estos factores se debe añadir la actividad ganadera, que es relativamente importante en la cuenca.

Todos estos elementos de presión se describen y analizan en mayor detalle a lo largo del Estudio.

3. ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA EN EL ÁMBITO DE ESTUDIO

3.1. ESTADO TRÓFICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO EN EL EMBALSE

Se dispone de los estudios y seguimientos de la eutrofización y del potencial ecológico de este embalse, acometidos por la CHE en el marco de la Red de Control Biológico en aplicación de la DMA, y que se extienden desde el año 2007 hasta la actualidad, con excepción del año 2010, en el que este embalse no fue evaluado.

Los resultados de la serie se muestran en la Tabla 1, y comienzan con un potencial ecológico *Deficiente* y un estado *Eutrófico*. Ambos empeoran al año siguiente, cuando se registra la peor situación del embalse en la serie disponible, con una catalogación de *Hipereutrófico* y un potencial ecológico *Malo*. En 2009 se repite la situación anterior, y a partir de 2011 el embalse muestra una mayor estabilidad, manteniendo un potencial ecológico *Moderado* y un estado *Eutrófico* hasta 2016.

El indicador biológico Fitoplancton es el responsable del descenso de potencial ecológico por debajo de *Bueno* en todos los años excepto en 2014, cuando presentó un potencial *Bueno*. Los indicadores fisicoquímicos presentaron todos los años sin excepción un potencial ecológico *Peor que Bueno*.

Tabla 1. Clasificación del potencial ecológico y estado trófico del embalse de El Val entre 2007 y 2016

Año	Potencial ecológico	Estado trófico
2007	Deficiente	Eutrófico
2008	Malo	Hipereutrófico
2009	Deficiente	Eutrófico
2010	Sin datos	Sin datos
2011	Moderado	Eutrófico
2012	Moderado	Eutrófico

Año	Potencial ecológico	Estado trófico
2013	Moderado	Eutrófico
2014	Moderado	Eutrófico
2015	Moderado	Eutrófico
2016	Moderado	Eutrófico

Los datos disponibles permiten trazar la evolución interanual de la concentración media de fósforo total en el embalse, con una serie prácticamente continua desde el año 2007 (sin datos en 2010), que se muestra en la Figura 4.

Si se aplica el procedimiento de clasificación del estado trófico de la OCDE (1982), la mayoría de los valores de fósforo (concentración media) están en el rango de la eutrofia, excepto el de 2007, que está prácticamente en el límite, el de 2013 (mesotrofia), y en sentido contrario los de 2008 y 2009 que se acercan al rango de la hipereutrofia.

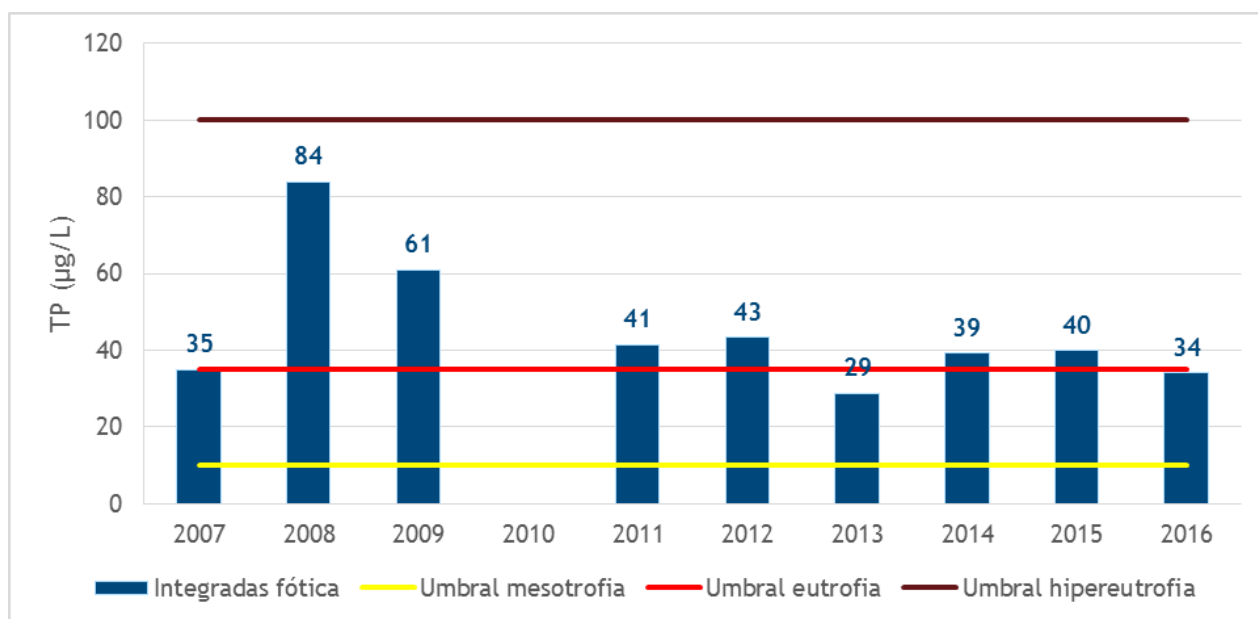


Figura 4. Evolución interanual de la concentración media de fósforo total en el embalse de El Val. Las líneas horizontales indican el umbral de la OCDE que separa la mesotrofia de la eutrofia (rojo) y de la oligotrofia (verde). La línea discontinua indica el umbral objetivo de 24 µg/L (ver más adelante).

Si se compara (Figura 4) la serie anterior, obtenida a partir de una muestra integrada en la zona fótica, con la que resultaría si se añadieran los valores complementarios obtenidos en muestras tomadas a mayor profundidad en algunos de los controles realizados (Figura 5), se

aprecia que la catalogación trófica podría resultar aún peor. Esto refuerza más aún el diagnóstico de eutrofia.

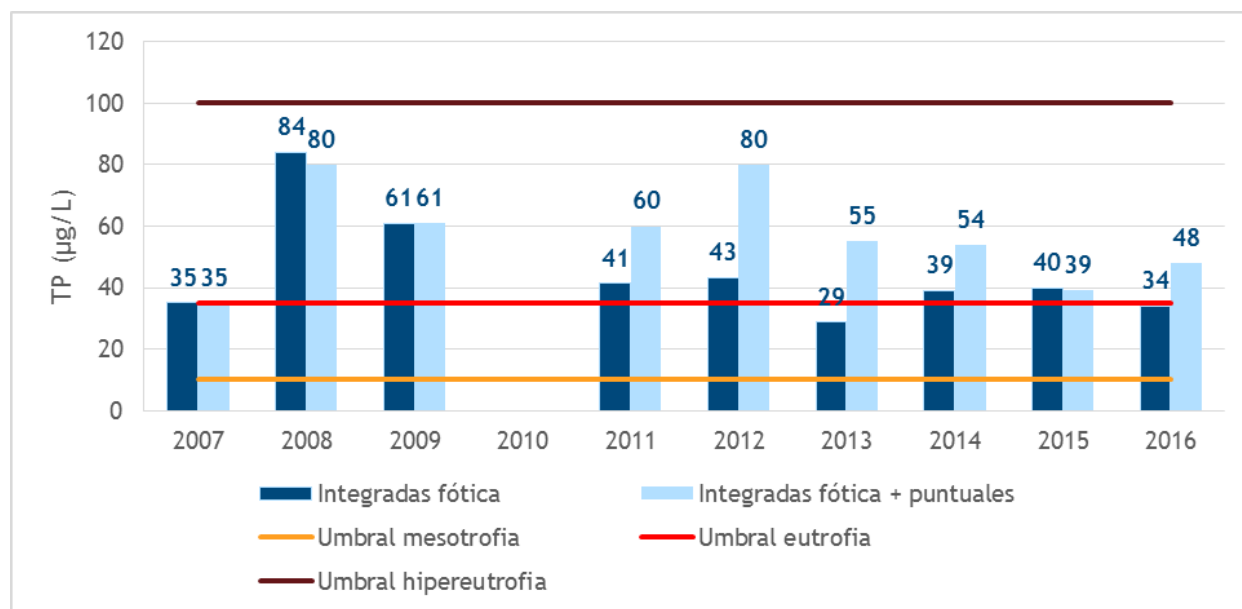


Figura 5. Evolución interanual de la concentración media de fósforo total en el embalse de El Val según los valores del muestreo según el procedimiento oficial (azul claro) y añadiendo las muestras complementarias (azul oscuro).

El índice TSI (Carlson, 1977) es ampliamente utilizado también para establecer el estado trófico en lagos y embalses, y en este caso podría ofrecer un criterio adicional sobre el que plantear un objetivo realista para el embalse. Este índice varía entre 0 y 100 es decir, de oligotrófico a hipereutrófico y en el caso del fósforo total se calcula de la siguiente manera:

$$TSI_{TP} = 14,42 \cdot \ln[TP] + 4,15,$$

donde TP es la concentración media anual de fósforo total en $\mu\text{g/l}$.

Tal y como se representa en la Figura 6, el índice TSI basado en el fósforo total se encuentra en toda la serie disponible en el rango de la eutrofia. Una concentración de $24 \mu\text{g/L}$ de fósforo total equivale a un valor del índice TSI de 50 y establece el límite entre mesotrofia y eutrofia según esa escala.

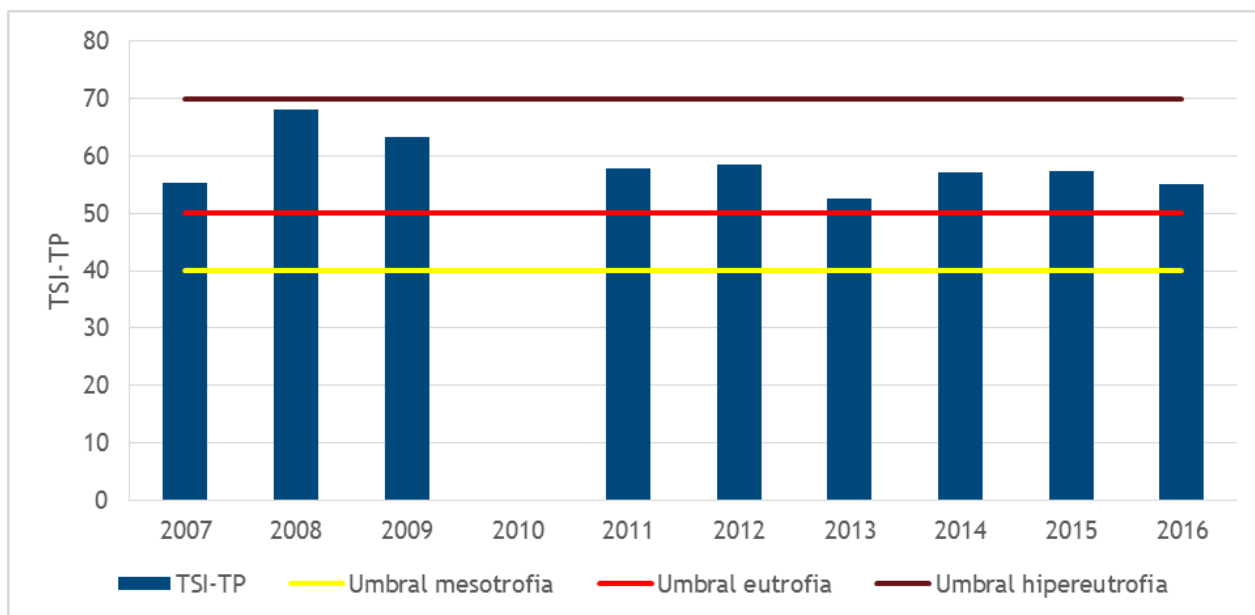


Figura 6. Evolución interanual del valor del índice TSI, calculado a partir de la concentración media de fósforo total en la zona fótica. Las líneas horizontales representan los límites entre clases.

Otra de las apreciaciones que se derivan de los datos contenidos en estos informes es que el ratio fósforo/nitrógeno (P/N) es lo bastante bajo (inferior a 0,1) como para asumir que el fósforo es el macronutriente potencialmente limitante, lo que dota de pleno sentido al hecho de haberse centrado de entrada en la evaluación de este elemento.

3.2. ESTADO ECOLÓGICO EN LAS MASAS DE AGUA RÍOS

Hay tres masas de agua de la categoría ríos en el ámbito del Estudio y también hay una masa aguas abajo del embalse que, por lo tanto, podría verse directamente afectada por las condiciones del embalse de El Val.

En la Tabla 2 se resumen las características de las cuatro masas mencionadas, junto al resultado de los controles realizados en la *Red de Control Biológico en Ríos*, entre los años 2007 y 2017.

Tabla 2. Características y clasificación del estado ecológico en las MAS río entre 2007 y 2016

AÑO	COD. PUNTO MUESTREO	Toponimia PUNTO_MUESTREO	MAS	NOM_MAS	TIPO	RIESGO	EE_BIO_MASA	EE_FQ_MASA	EE_HM_MASA	EE_MASA	EQ_MASA	EF_MASA
2007	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	B	MB	B		
2008	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	MB	B	MB	B		
2009	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	MB	B	MB	B		
2010	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	B	MB	B		
2011	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	MB	MB	B		Bueno
2012	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME		MB		MB		Bueno
2013	0090	Queiles / Azud alimentación Emb. del Val	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME		B		B		Bueno
2014	1251	Queiles / Los Fayos	562	Río Queiles desde su nacimiento hasta la población de Vozmediano	126	BA		B		B		Bueno
2016	1251	Queiles / Los Fayos	562	Río Queiles desde su nacimiento hasta la población de Vozmediano	R-T26	BA		B		B		Bueno
2007	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	B	MB	B		
2008	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	MB	B	MB	B		
2009	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	MB	B	MB	B		
2010	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	B	MB	B		
2011	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME	B	MB	MB	B		Bueno
2012	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME		MB		MB		Bueno
2013	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME		B		B		Bueno
2014	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	112	ME		B		B		Bueno
2016	1251	Queiles / Los Fayos	300	Río Queiles desde la población de Vozmediano hasta el río Val.	R-T12	ME		B		B		Bueno
2007	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el embalse de El Val.	112	ME	Def	Mo	B	Def		
2008	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el embalse de El Val.	112	ME	Ma	Mo	B	Ma		

AÑO	COD. PUNTO MUESTREO	Toponimia PUNTO_MUESTREO	MAS	NOM_MAS	TIPO	RIESGO	EE_BIO_MASA	EE_FQ_MASA	EE_HM_MASA	EE_MASA	EQ_MASA	EF_MASA
2009	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el embalse de El Val.	112	ME	Mo	Mo	B	Mo		
2010	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el embalse de El Val.	112	ME	Def	Mo	B	Def		
2011	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el Embalse de El Val.	112	ME	Def	Mo	B	Def		Inferior a Bueno
2012	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el Embalse de El Val.	112	ME	Mo	Mo	B	Mo		Inferior a Bueno
2013	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el Embalse de El Val.	112	ME	Mo	Mo	B	Mo		Inferior a Bueno
2014	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el Embalse de El Val	112	ME	Def	Mo	B	Def		Inferior a Bueno
2016	1351	Val / Agreda	861	Río Val desde su nacimiento hasta su entrada en el Embalse de El Val	R-T12	ME		Mo		Mo		Inferior a Bueno
2012	2232	Queiles / Tarazona	954	Río Queiles desde el río Val hasta Tarazona (incluye río Val desde la Presa del Embalse de El Val hasta su desembocadura en río Queiles).	112	ME	B	B	MB	B		Bueno
2013	2232	Queiles / Tarazona	954	Río Queiles desde el río Val hasta Tarazona (incluye río Val desde la Presa del Embalse de El Val hasta su desembocadura en río Queiles).	112	ME	B	B	MB	B		Bueno
2014	2232	Queiles / Tarazona	954	Río Queiles desde el río Val hasta Tarazona (incluye río Val desde la Presa del Embalse de El Val hasta su desembocadura en río Queiles)	112	ME		MB		MB		Bueno
2016	2232	Queiles / Tarazona	954	Río Queiles desde el río Val hasta Tarazona (incluye río Val desde la Presa del Embalse de El Val hasta su desembocadura en río Queiles)	R-T12	ME	B	MB	MB	B		Bueno

Se puede comprobar en la tabla anterior que las tres masas del río Queiles, incluyendo la que se ubica aguas abajo del embalse de El Val (954), presentan un estado ecológico *Bueno* en todos los años de esta serie. Sin embargo, la masa correspondiente al río Val (861) presenta sistemáticamente un estado *Inferior a Bueno*, que se debe tanto a los indicadores biológicos como a los físico-químicos.

En dicha masa, los tres indicadores biológicos evaluados (macroinvertebrados bentónicos, diatomeas bentónicas y macrófitos acuáticos) presentan prácticamente siempre un estado *Inferior a Bueno* (en 2008 fue incluso *Malo*). Los indicadores físico-químicos que presentan un estado Moderado son el oxígeno disuelto, DQO y los nutrientes de nitrógeno y fósforo evaluados. Es destacable a los efectos del Estudio que el fósforo total presenta con frecuencia valores cercanos o que superan 1 mg/L.

4. METODOLOGÍA

El objetivo de estimar el peso relativo que las distintas fuentes generadoras de nutrientes tienen en las aportaciones de fósforo al embalse, obliga a considerar la magnitud de la generación y exportación en cada una de las fuentes y también los procesos que influyen en su recorrido hasta el embalse.

Para ello se ha optado por abordar el problema mediante un modelo de cuenca implementado sobre herramientas SIG, que superpone las funciones de carga de nutrientes a la simulación hidrológica. El análisis se ha realizado sobre un total de tres subcuencas (Figura 7) en las que se ha dividido la cuenca del embalse (incluyendo la cuenca del Queiles hasta el azud del que parte la derivación de Los Fayos), a efectos de incrementar la resolución en los análisis y procesos que son espacialmente agregados.

La primera subcuenca corresponde al río Val desde su nacimiento hasta el embalse, la segunda corresponde al arroyo de Valdemanzano y la cuenca de escorrentía directa al embalse, y la tercera al río Queiles desde su nacimiento hasta el azud de derivación de Los Fayos.

El proceso se ha iniciado con la delimitación de la cuenca y subcuencas, y la generación de la red de drenaje sintética a partir del modelo digital del terreno a escala 1:25.000. Toda la cartografía del proyecto se ha referenciado al sistema ETRS89 y a la zona UTM30 norte.

Para cada una de las tres subcuencas delimitadas se han realizado las siguientes tareas:

- Creación de tablas georreferenciadas relativas a las estaciones meteorológicas y a las diferentes fuentes exportadoras de nutrientes (vertidos, usos del suelo y ganadería).

- Parametrización de funciones de carga y concentración específica de fósforo según usos y tipos de suelo.
- Computación de la escorrentía superficial y de balances hídricos diarios para la zona no saturada y saturada subsuperficial del suelo.
- Estimación de carga sólida mediante el algoritmo USLE y un coeficiente de reparto.
- Cómputo de exportación de fósforo en fase líquida (fracción disuelta) y sólida (fracción particulada).
- Asignación de unidades ganaderas para cada mes y subcuenca, y parametrización de los patrones de actividad y de su contribución específica de fósforo.
- Estimación de la carga de vertido en aguas residuales urbanas en función de los habitantes fijos y estacionales y del sistema de tratamiento y vertido. Se ha estimado por otro lado utilizando valores de concentración proporcionados por la CHE.
- Cómputo de la pérdida de fósforo en el tránsito hasta la siguiente unidad o subcuenca.

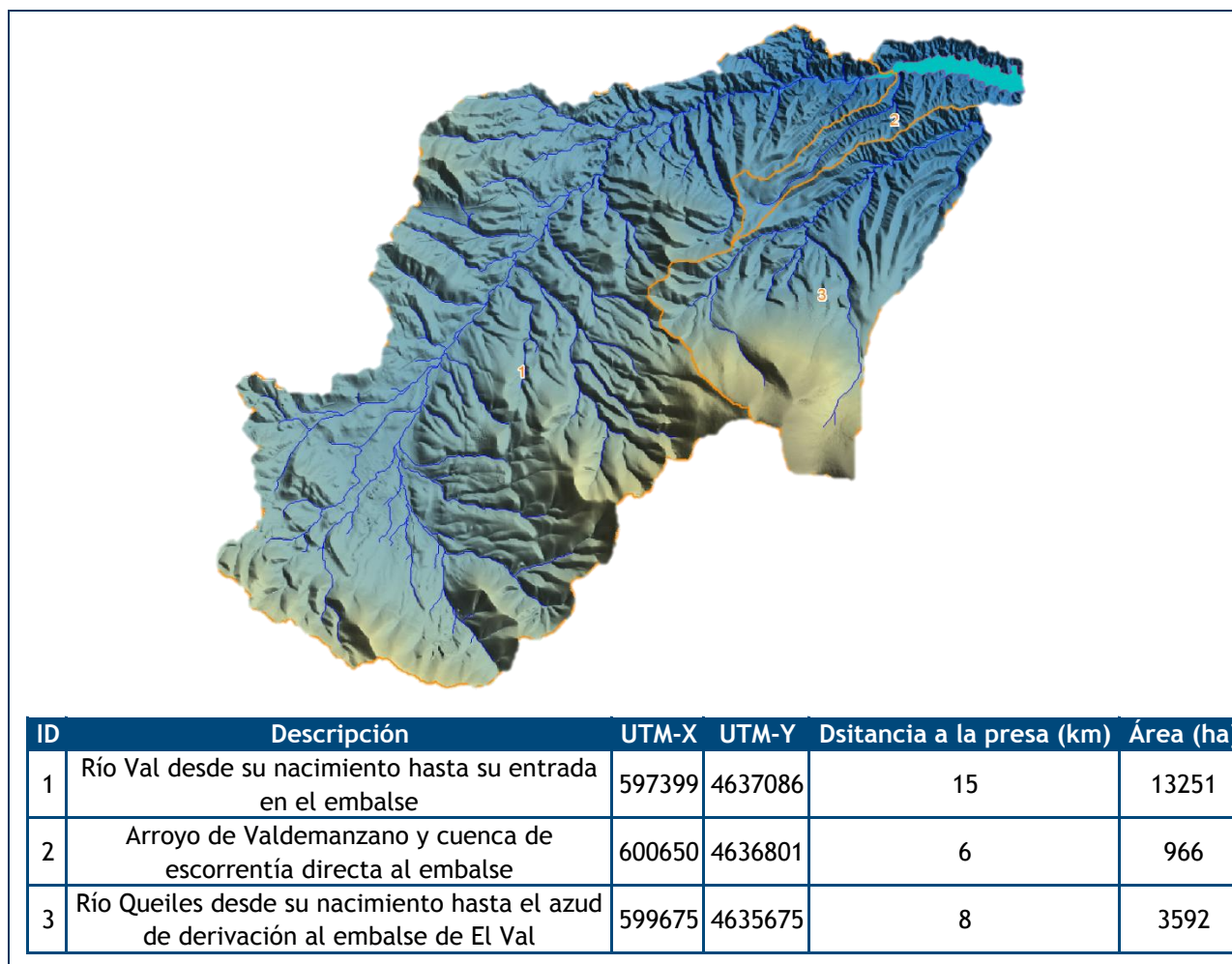


Figura 7. Detalles de las subcuencas de análisis aplicadas en el Estudio

4.1. INFORMACIÓN BÁSICA UTILIZADA

Para la elaboración del presente Estudio, se ha recurrido a una diversidad de documentos y fuentes de datos básicos, sobre los que se han realizado las elaboraciones necesarias para alimentar los procesos de modelado.

Aunque se mencionan en el lugar correspondiente de la descripción metodológica, se recogen en el listado de la siguiente tabla las más relevantes.

Tabla 3. Relación de las principales fuentes de información y características de los datos empleados.

ÁMBITO	ORIGEN	DESIGNACIÓN	PERIODO	FRECUENCIA	CAUDAL	PARÁMETROS/ ANALÍTICAS
CUENCA HIDROGRÁFICA (OROGRAFÍA)	Instituto Geográfico Nacional	Modelo Digital de Elevaciones (1:25.000)	-	-	-	-
CUENCA HIDROGRÁFICA (SUELOS)	Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), dependiente del Ministerio de Fomento.	Mapa de usos del suelo	-	-	-	-
CUENCA HIDROGRÁFICA (SUELOS)	Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACYL)	Inventario de suelos (1:25.000)	-	-	-	-
CUENCA HIDROGRÁFICA (SUELOS)	European Soil Data Centre (ESDAC) del Joint Research Centre	Datos sobre diferentes variables del suelo	-	-	-	-
CUENCA HIDROGRÁFICA (METEOROLOGÍA)	AEMET	Datos meteorológicos en las estaciones de la cuenca	-	-	-	Temperatura y precipitación
CUENCA HIDROGRÁFICA (METEOROLOGÍA)	Red SAIH (Confederación Hidrográfica del Ebro)	Datos meteorológicos en la estación de presa	-	-	-	Temperatura y precipitación
CUENCA HIDROGRÁFICA (GANADERÍA)	Confederación Hidrográfica del Ebro	IMPRESS: Datos de cabezas por explotación	2015	-	-	-
EDAR AGREDA	Titular de la actividad	Declaraciones analíticas	2013-2017	Discrecional	Diario	pH, DBO, DQO, SS
EDAR AGREDA	Confederación Hidrográfica del Ebro	Resultados Analíticos CHE Y ECAH's	2009-2017	Discrecional	Aforado o estimado	T, COND, pH, DBO, DQO, SS
EDAR AGREDA	Confederación Hidrográfica del Ebro	Resultados Analíticos CHE Y ECAH's	2017	Discrecional	Aforado o estimado	P total, N total, amonio, LAS
EDAR AGREDA	Confederación Hidrográfica del Ebro	OFICIO: Resolución autorización de vertido	2015	-	-	-

ÁMBITO	ORIGEN	DESIGNACIÓN	PERIODO	FRECUENCIA	CAUDAL	PARÁMETROS/ ANALÍTICAS
EDAR AGREDA	Ayuntamiento de Ágreda	Documento explicativo problemas de vertidos en colector Ólvega-Ágreda	2017	-	-	-
EMBALSE	Confederación Hidrográfica del Ebro	Datos de explotación hidráulica del embalse y de derivación del azud del Queiles	2007-2016	Diario		Volumen, aportación y salida total. Apertura compuertas derivación
EMBALSE	Confederación Hidrográfica del Ebro	IMPRESS: Ficha de resultados (también para masas de agua de ríos Val y Queiles)	2015	-	-	-
EMBALSE	Confederación Hidrográfica del Ebro	RED DE CONTROL BIOLÓGICO EN RÍOS Y EMBALSES. INFORMES Y BBDD EMBALSES	2006-2016	Anual		Las requeridas para evaluar el potencial ecológico. Incluye P total en zona fótica; hay algunas complementarias en hipolimnion
MANANTIAL VOZMEDIANO	Sanz Pérez, E.	El karst del sur y oeste del Moncayo. Serie Informaciones y estudios nº 47. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.	1987	-	-	-
PISCIFACTORÍA VOZMEDIANO	Corrales, N.	TRABAJO FIN MASTER: Propuesta para la producción de trucha ecológica (Oncorhynchus mykiss) en "Alevines del Moncayo"	2014	-	-	Información procesos y cifras de producción
PISCIFACTORÍA VOZMEDIANO	Confederación Hidrográfica del Ebro	Resultados Analíticos CHE Y ECAH's	2007-2017	Discrecional (27 datos)	Aforado o estimado	T, COND, pH, DBO, DQO, SS,P total, N total, amonio, nitritos
PISCIFACTORÍA VOZMEDIANO	Titular de la actividad	Análisis en aguas de toma y de vertido	2015-2017	Mensual (15 datos)	-	T, pH, DBO, SS, P total, N total, amonio
RÍO QUEILES	Confederación Hidrográfica del Ebro	Comparación de Análisis derivación de Los Fayos	2016-2017	Discrecional	-	T, COND, pH, DBO, DQO, SS,P total, N total, amonio, LAS

ÁMBITO	ORIGEN	DESIGNACIÓN	PERIODO	FRECUENCIA	CAUDAL	PARÁMETROS/ ANALÍTICAS
AZUD QUEILES	Confederación Hidrográfica del Ebro	Resultados analíticos de la estación 0090 – Queiles / azud alimentación El Val	2002-2017	Discrecional (21 datos de PT y 140 de fosfatos)		Todos los de aguas de abastecimiento
MASAS DE AGUA EN RÍOS	Confederación Hidrográfica del Ebro	RED DE CONTROL BIOLÓGICO EN RÍOS Y EMBALSES. INFORMES Y BBDD RÍOS	2007-2016	Anual		Las requeridas para evaluar el estado ecológico
RÍO VAL	Confederación Hidrográfica del Ebro	Comparación de Análisis cauce Val aguas arriba y abajo de vertido de EDAR de Ágreda	2016-2017	Discrecional	-	T, COND, pH, DBO, DQO, SS,P total, N total, amonio, LAS

4.2. GENERACIÓN CARTOGRÁFICA DE LA CUENCA Y RED HIDROGRÁFICA

Se ha partido del modelo de elevación digital del terreno (MDT) del SGN con paso de malla de 25 m (© Instituto Geográfico Nacional de España).

Mediante herramientas GIS de análisis del terreno aplicadas a MDTs, se realiza una delimitación de la cuenca, se corrigen las depresiones espurias y se determinan las direcciones de flujo (Tarboton, 1997; 2001).

De forma muy resumida, se describen a continuación los pasos que se han seguido en el proceso, ilustrando el resultado en toda la zona de análisis a escala 1:25.000, a la que se superponen con transparencia las subcuencas finalmente delimitadas y los embalses:

- Desarrollo de un MDT hidrológicamente corregido -Figura 8- (remoción de depresiones inexistentes) utilizando la aproximación del flujo hidrológico (sentido del flujo de una celda a otra o a otras contiguas).

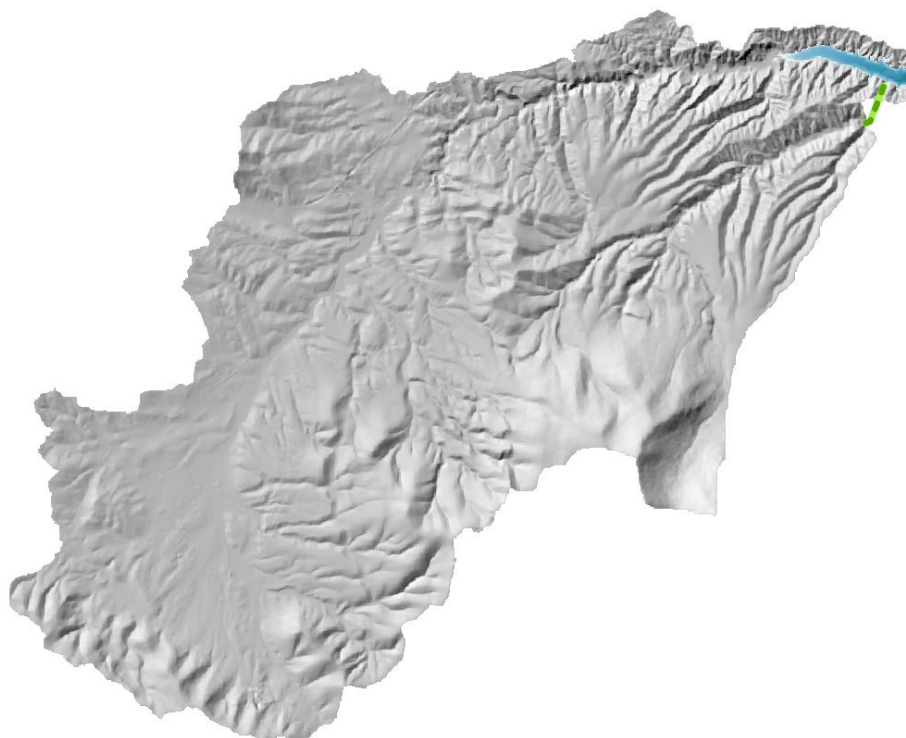


Figura 8. Resultado del proceso de representación adaptada del MDT y remoción de depresiones del terreno (trasvase del Queiles en trazo verde discontinuo)

- Cálculo de las sendas del flujo (direcciones) y pendientes (Figura 9). Se utiliza el método de flujo *D-infinity* que utiliza la máxima pendiente de las caras triangulares formadas en una celda centrada en un bloque de nueve, para calcular la dirección del flujo y la proporción del flujo que va desde cada celda a cada una de las ocho contiguas.

Como subproducto de este proceso se obtiene también un mapa ráster de pendientes del terreno (Figura 10) y otros mapas que utiliza el modelo hidrológico y de aportación de nutrientes: jerarquía de cauces (orden relativo de los cauces, según la clasificación de Strahler) y longitud de cauce aguas arriba de cada punto (píxel).

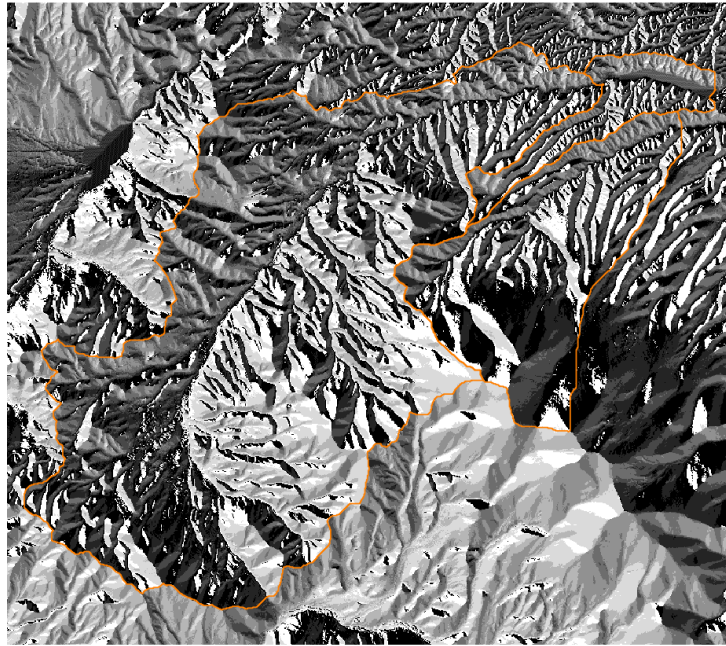


Figura 9. Resultado del proceso de análisis de la dirección de flujo

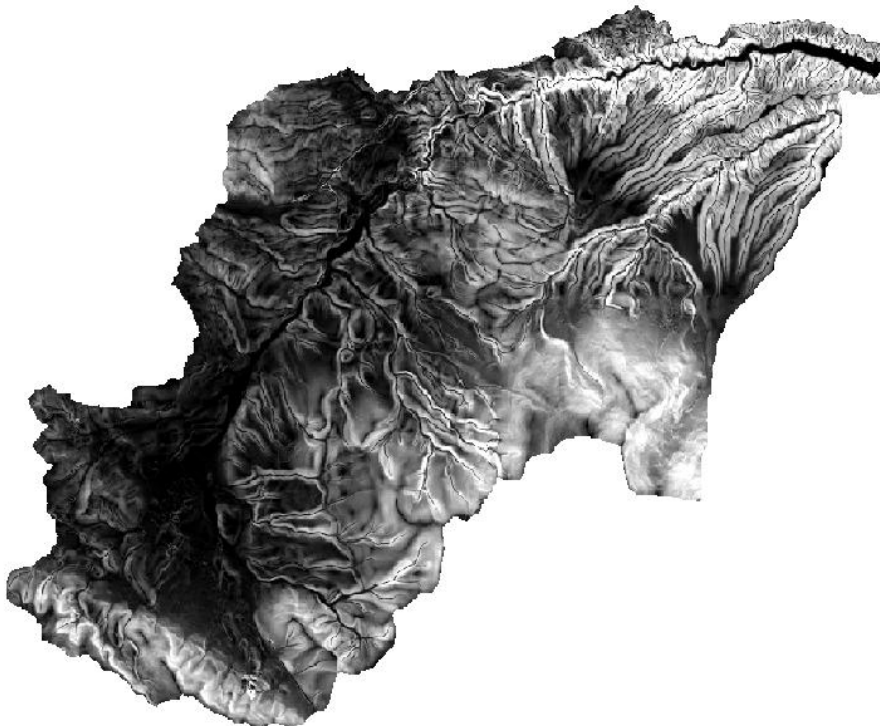


Figura 10. Mapa ráster de pendiente del terreno generado en el análisis

- Cálculo del área de contribución utilizando diferentes métodos de flujo sencillo y múltiple, codificado como el número de celdas que drenan a cada una de ellas. Este ráster se utiliza para definir los cauces.

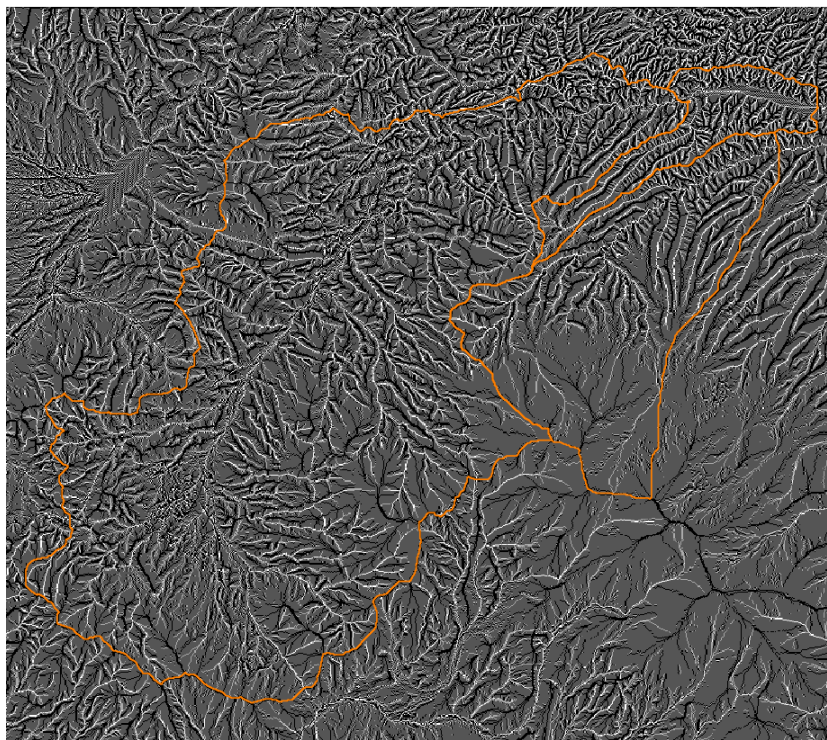


Figura 11. Mapa ráster del área de contribución específica de cada celda

- A partir de esta rejilla se obtiene directamente (aplicando un umbral provisional) un ráster preliminar de los cauces, sobre el que ya se delimitan las subcuencas de análisis a partir de los tres puntos reseñados anteriormente (exutorios). Los puntos se mueven a la posición real que les corresponde en la red de cauces.
- Definición de la red de cauces definitiva, mediante la aplicación de métodos basados en la forma topográfica, y sensibles a la densidad de drenaje espacialmente variable. El proceso continúa mediante la determinación de un umbral adecuado usando un método objetivo ("*Drop_analysis*"), que se utiliza para obtener el mapa ráster de cauces. El resultado es una red de drenaje coherente obtenida de forma objetiva y basada en la geomorfología del terreno.

- El último paso (Figura 12) es la delimitación de cuencas y subcuencas que drenan a cada exutorio definido y la asociación de atributos entre cuencas y segmentos de río, para la configuración de los modelos hidrológicos.

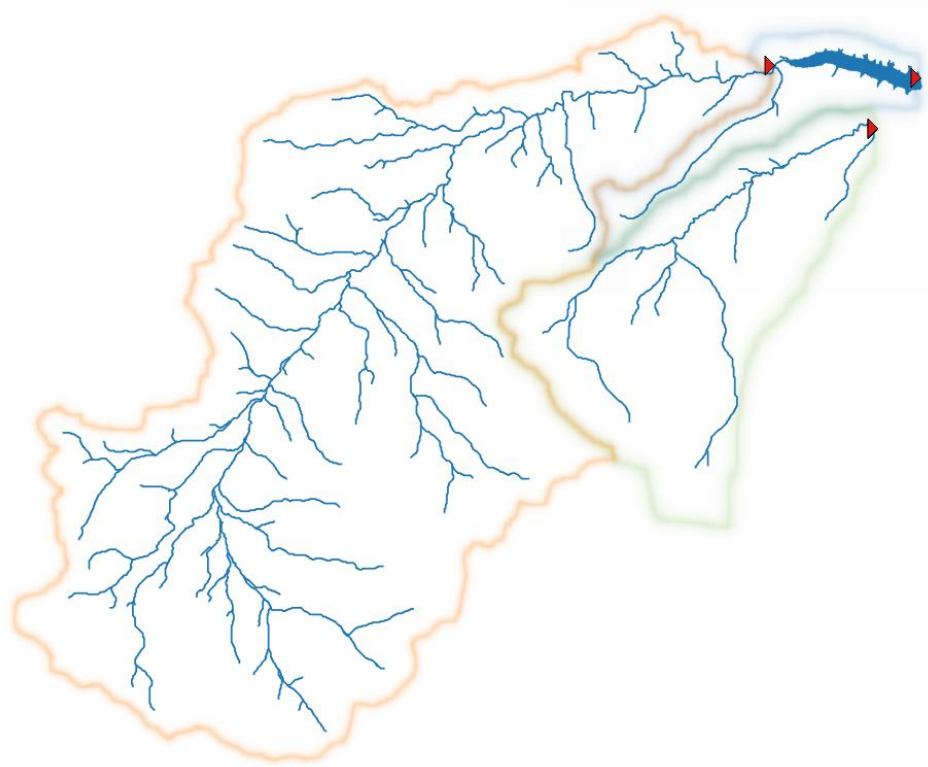


Figura 12. Subcuencas de drenaje y red sintética de ríos obtenida para la simulación hidrológica en la cuenca del embalse de El Val

4.3. MODELADO HIDROLÓGICO Y DE APORTACIONES DIFUSAS DE FÓSFORO

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

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

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

Para cada subcuenca se realiza un balance hídrico diario (Figura 13) a partir de la precipitación, deshielo, estado inicial y capacidad de la zona insaturada y la evapotranspiración.

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

La infiltración hacia las zonas no saturada y saturada poco profunda iguala el exceso -si lo hubiera-, de la precipitación menos la escorrentía y la evapotranspiración. Cuando el agua de la zona no saturada excede su capacidad de campo -U-, se produce percolación. La zona saturada poco profunda se modela como un embalse subterráneo lineal (Hann, 1972).

Los efluentes de la zona saturada poco profunda son hacia el curso de agua superficial y/o hacia la zona saturada profunda -acuífero-, y se modelan mediante sendos coeficientes de recesión. Para el primero de ellos se usa un valor entre 0,01 y 0,20 en el proceso de calibrado, mientras que para el segundo se adopta un valor 0,00, es decir, se asume que no hay conexión con un sistema acuífero regional.

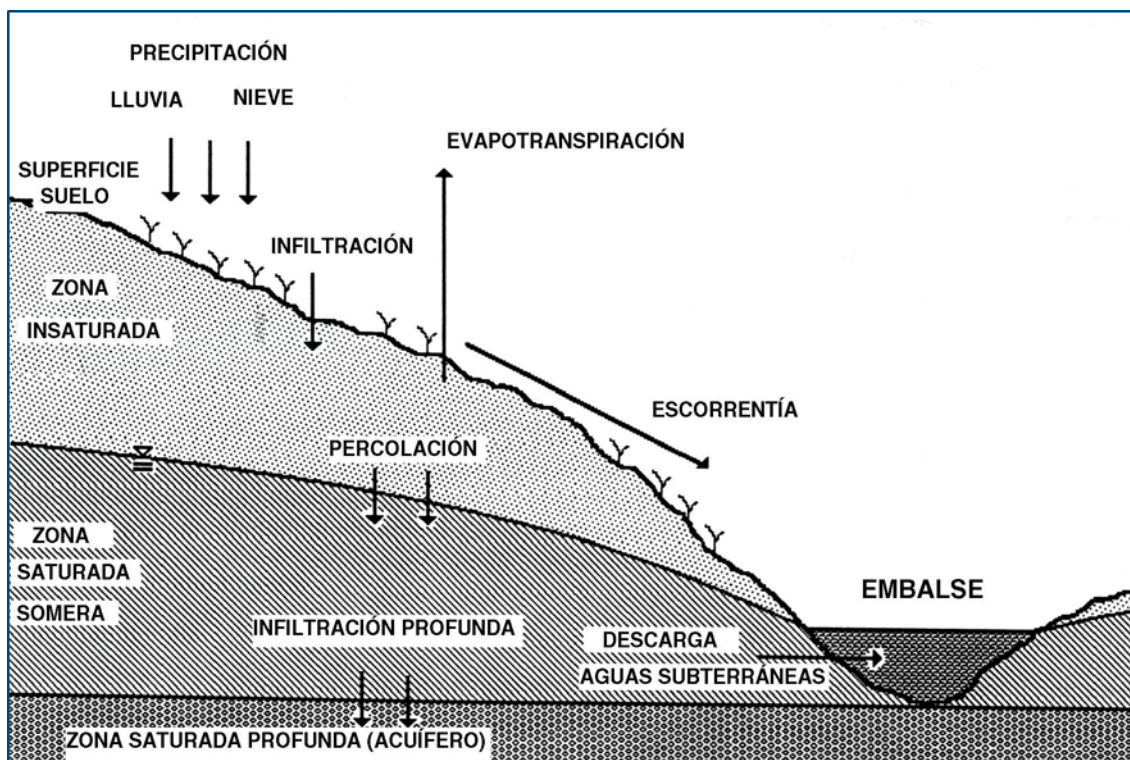


Figura 13. Esquema de los procesos implicados en el balance hídrico del modelo GWLF

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

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

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

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

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

$$dN_k/dt = n_k - \beta N_k$$

La ecuación se resuelve considerando que el 90% de la máxima acumulación se alcanza en 20 días y luego se añade un término de sustracción que incluye los efectos del lavado en lluvias $-Wkt$, que se calcula recurriendo de nuevo a la estimación de la escorrentía mediante la ecuación del número de curva del Servicio Americano de Conservación del Suelo, según la siguiente ecuación:

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

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

4.3.1. Mapa usos del suelo y asignación a grupos hidrológicos

Para construir los mapas con las variables y parámetros que intervienen en el modelo USLE en los diferentes ámbitos geográficos de la cuenca, incluyendo el cálculo de variables a partir de perfiles de suelo, se ha recurrido a varias fuentes:

- ITACYL. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León, dependiente de la Junta de Castilla y León: <http://suelos.itacyl.es/inventario>
- *European Soil Data Centre* (ESDAC) del *Joint Research Centre*, dependiente de la Comisión Europea: <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/>

Se han obtenido en la cuenca de estudio un total de 25 parcelas, en las que hay representados 3 tipos o clases hidrológicas, según la clasificación del *Soil Conservation Service* (1986), aunque prácticamente toda la zona de estudio se encuentra en la clase hidrológica A

(suelos arenosos o de gravas con bajo potencial de escorrentía). Cada una de las parcelas lleva asociados valores de los siguientes parámetros:

- **MU-AWC:** Representa la capacidad hídrica (en cm) disponible en el perfil completo del suelo, lo que depende de la profundidad y textura del suelo. La cuenca presenta una gran homogeneidad a la escala de estudio, con un valor de 3 cm.
- **MU-KF:** Es una estimación de la erosionabilidad del suelo (factor “K”), que es uno de los factores utilizados en la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) para estimar la erosión del suelo producida por la lluvia. Los valores estimados en esta cuenca están entre 0,027 y 0,051.

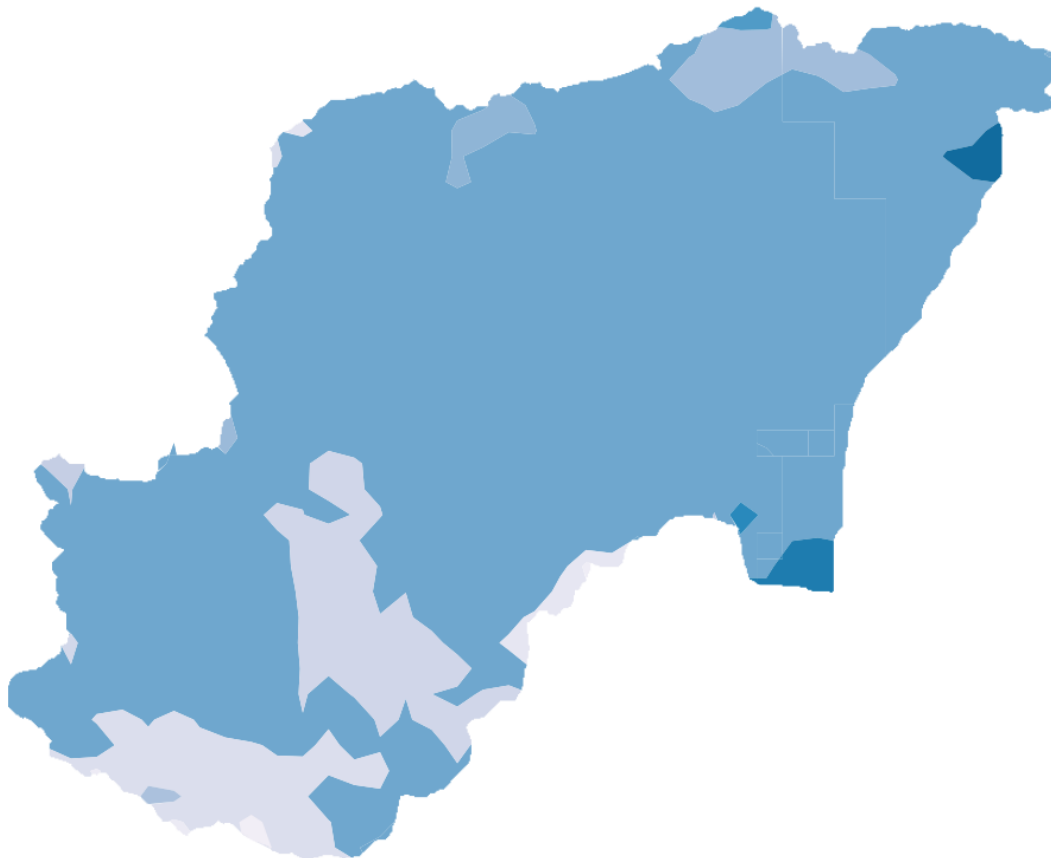


Figura 14. Clasificación según valores del factor “K”.

En cuanto a los usos del suelo, se utilizaron datos procedentes de la base de datos del SIOSE (Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España), dependiente del Ministerio de Fomento. A partir de esta información, se han establecido una serie de equivalencias con los tipos de suelo admitidos por el modelo, con las que se ha generado una capa vectorial para alimentar el modelo hidrológico (Figura 15).

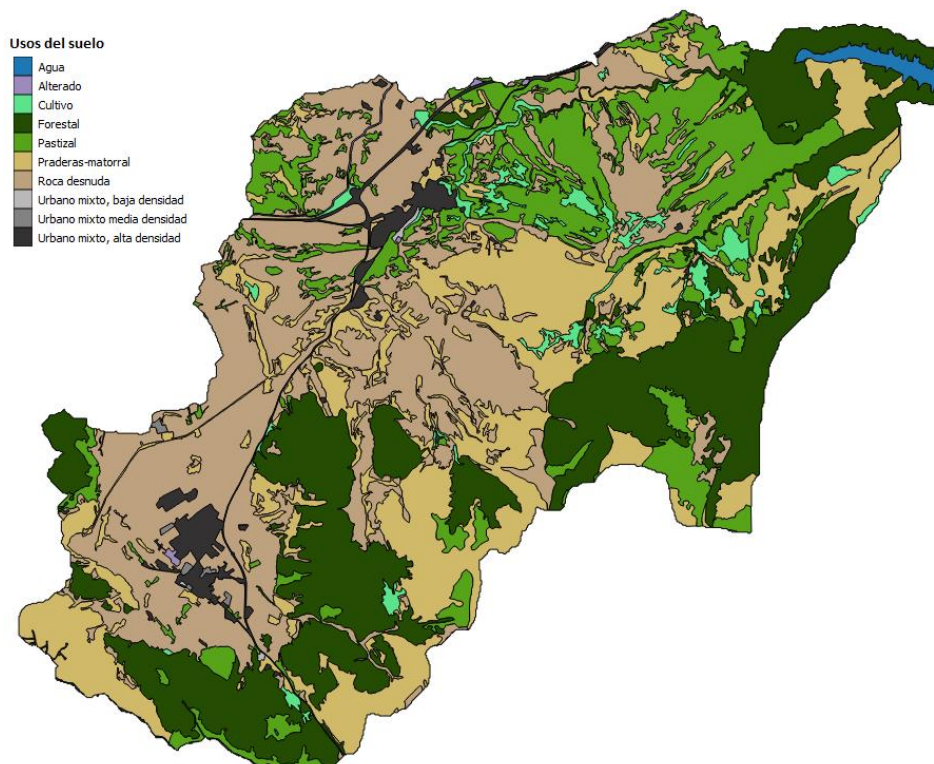


Figura 15. Mapa de usos del suelo utilizado en el ESTUDIO

El factor LS de la ecuación USLE se ha calculado mediante una función que se basa en las funciones propuestas por Moore & Wilson (1992), usando un algoritmo para MDTs de alta resolución contenido en un script de ESRI dentro del módulo “*TerrainAnalysis*” de ArcView.

4.3.2. Parametrización y ajustes del modelo

En cuanto a la fracción sedimentaria, se ha estimado en una primera aproximación una concentración de fósforo disponible en el suelo de 5 mg/kg, a partir de datos de la bibliografía para suelos similares (Salas Avilés, 2011 y otros).

El modelo hidrológico ha sido posteriormente sintonizado para mejorar en lo posible su ajuste a las series de caudales disponibles, variando algunos parámetros relativos a la evapotranspiración y a la constante de recesión del agua subterránea. En cualquier caso, no se ha realizado una calibración formal, dado que no es objeto de este trabajo y que precisamente se ha seleccionado este modelo por su carácter semiempírico, que permite su aplicación sin calibración, ofreciendo ajustes en fósforo total superiores al 75% (Schneiderman, 2006). En este caso concreto la presencia de un trasvase que deriva agua desde fuera de la cuenca directa del embalse, y además desde un río que recibe una gran aportación desde un acuífero subterráneo situado geográficamente en otra cuenca (de hecho perteneciente a la Demarcación Hidrográfica del Duero), desvincula en parte los caudales y balances hídricos de la precipitación. Por este motivo se realizó una simulación adicional en la que se integraron las salidas de flujo en cauce con los datos disponibles de caudal de trasvase y estimaciones de aportaciones subterráneas, para generar un escenario hidrológico realista.

Asimismo, 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, aplicando coeficientes de pérdida incorporados en el modelo SPARROW (Preston & al., 2011).

4.3.3. Datos de contorno del modelo

METEOROLOGÍA

El modelo se ha alimentado con la serie de 2007 a 2016 de datos meteorológicos diarios (precipitación máxima y mínima y temperatura media) pertenecientes a las estaciones disponibles de AEMET en la cuenca del embalse y de los pluviómetros de la red SAIH del Ebro. Para ello, y siguiendo las prácticas habituales en este tipo de simulaciones, se ha cebado el modelo con datos del año 2007 y se han retenido los resultados de los nueve años siguientes (2008 a 2016).

GANADERÍA

Se revisaron datos de las encuestas ganaderas del MAGRAMA (actualmente MAPAMA) y del censo agrario 2009 del INEbase, pero finalmente se utilizaron los datos de cabezas por explotaciones proporcionados por la CHE, recopilada de las comunidades autónomas para los inventarios del IMPRESS (Figura 16).

A los diferentes tipos ganaderos se les asigna un peso medio y una aportación específica de nutrientes en sus residuos (Tabla 4), recogidos en el manual del modelo E-GWLF. La cabaña aviar se dividió a partes iguales entre pollos de engorde y gallinas ponedoras. A cada uno de los tipos se le asigna un régimen (extensivo o estabulado). Se asume que los residuos generados por los animales estabulados se utilizan para abonado de campos y que además un 80% de esa cantidad se aplica mediante métodos como la inyección o disqueo que hacen que los nutrientes se retengan en el suelo y no se puedan movilizar fácilmente y por tanto alcanzar las aguas superficiales.

Tabla 4. Número y características utilizadas en este trabajo para los diferentes tipos ganaderos presentes en la cuenca.

Tipo	Cabezas	Peso medio (kg)	Carga P (g/kg)	Extensivo
Gallinas	73.855	2	0,29	No
Porcino	45.538	61	0,15	No
Ovino	8.935	50	0,1	Si
Conejos	16.019	4	0,13	No
Vacuno carne	31	360	0,09	Si
Equino	68	500	0,06	Si

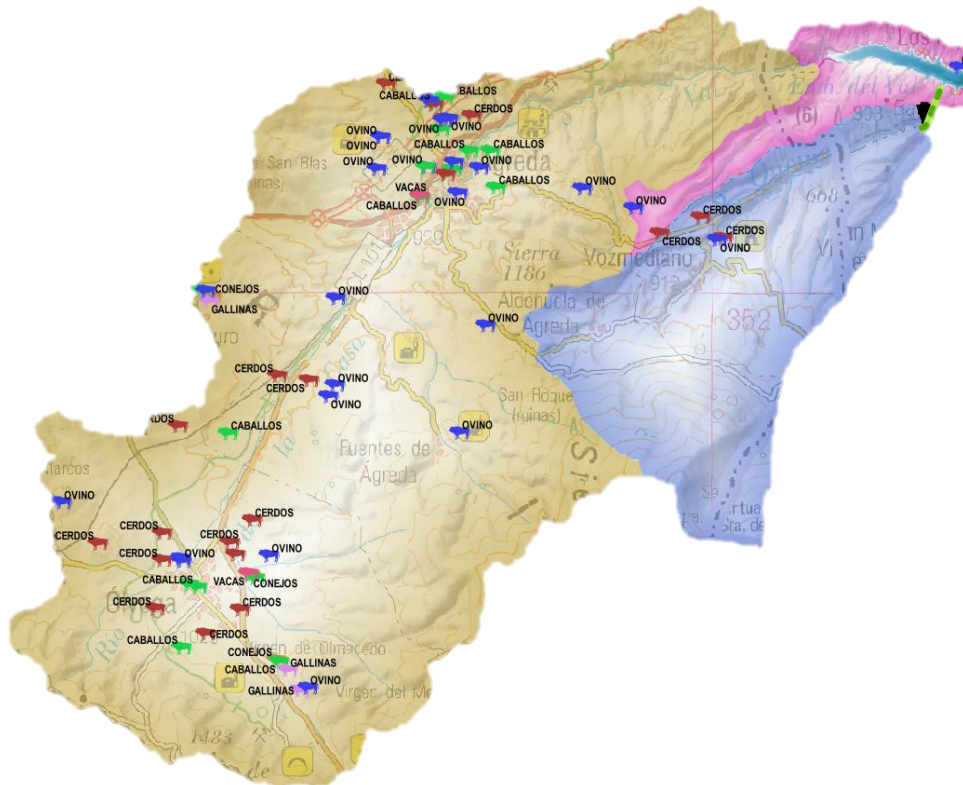


Figura 16. Ubicación de las explotaciones ganaderas censadas en las subcuencas de análisis

La fracción de fósforo susceptible de ser lavada hasta las aguas superficiales está sometida a una tasa de pérdida del 7%, que por lo tanto es el porcentaje de la carga de fósforo movilizable que alcanza las aguas superficiales (Soupir & *al.*, 2006). Esta tasa de pérdida se produce cuando la precipitación diaria es de 30 mm, pero se aplica un factor de ajuste en función de la precipitación, que lo incrementa por encima de ese umbral de lluvia y lo reduce cuando se sitúa por debajo.

4.4. ESTIMACIÓN DE LAS APORTACIONES POR AGUAS RESIDUALES

Se ha partido de la base de datos de vertidos proporcionada por la CHE. El tipo, ubicación y volumen anual de vertido se han extraído de los inventarios del IMPRESS (Figura 17).

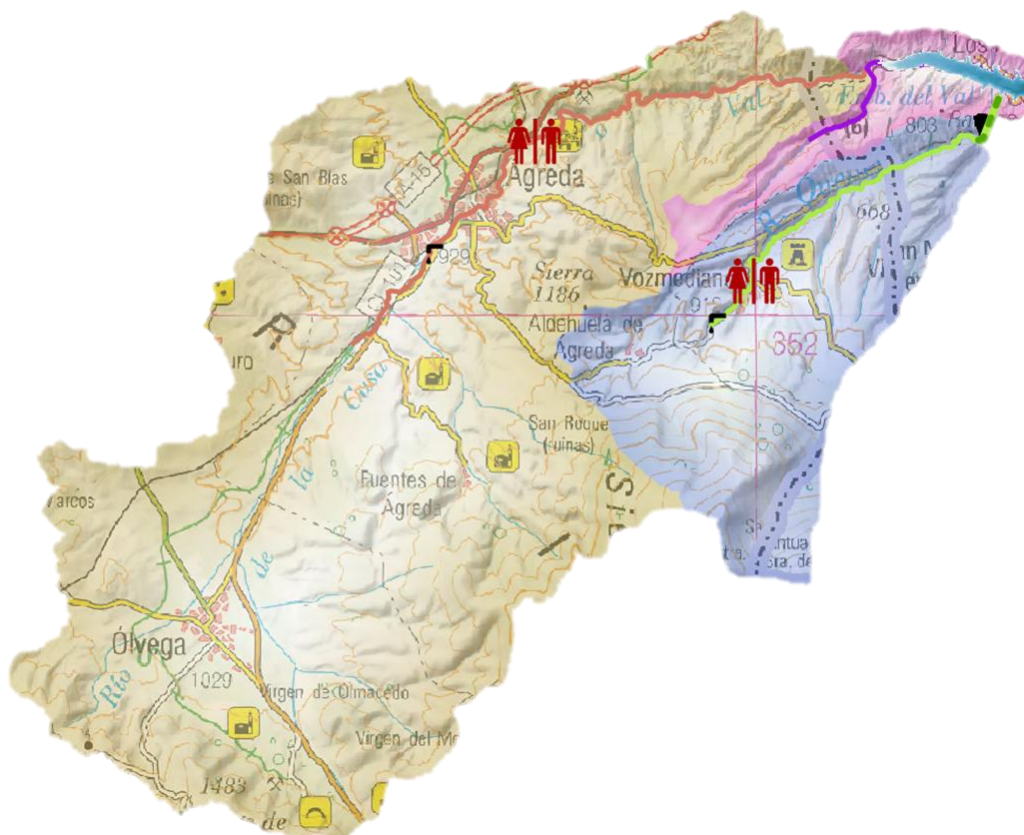


Figura 17. Ubicación de los puntos de vertido censados en las subcuencas de análisis

El principal vertido de aguas residuales urbanas es el de la EDAR de Ágreda, que recoge las aguas residuales de esta localidad y las de Ólvega. Este vertido tiene una proporción de entre el 20 y 25% de aguas residuales industriales.

Se ha contado además con una serie de analíticas realizadas por la CHE en el efluente de la EDAR de Agreda y de la piscifactoría de Vozmediano durante los años 2016 y 2017 en el primer caso, y 2007 a 2017 en el segundo, y está sometido a un tratamiento de depuración secundario consistente en un biológico con desnitrificación.

Si bien se cita que hay una eliminación química de fósforo y decantación secundaria en la descripción del vertido que se recoge en la revisión de su autorización en oficio emitido por la CHE con fecha 25 de junio de 2015 (N/REF 2014-S-900), parece que esto no se está aplicando actualmente y se asume que no hay un tratamiento terciario efectivo.

En el caso del vertido de la EDAR de Ágreda se ha generado la serie de caudal diario de vertido para un año tipo, utilizando para ello datos de caudales diarios proporcionados por la CHE para los años 2014 y 2015. Para cada día del año se ha estimado la carga de fósforo vertida, aplicando la concentración media en el efluente a la serie de caudales diarios generada. Como se ha realizado con el resto de aportaciones, desde el punto de vertido hasta el embalse hay una pérdida por autodepuración en el cauce que es función de la distancia.

En la Tabla 5 se muestran las características de los vertidos de aguas residuales urbanas, que corresponden en su inmensa mayoría a la subcuenca del Val, ya que la población residente en las localidades de la cuenca del Queiles es muy reducida. Esta última se ha introducido en los cálculos de carga de fósforo aplicando una dotación de 250 L/hab/d y 2,5 g_P/hab/d.

Tabla 5. Características de los vertidos de aguas residuales urbanas en las subcuencas de análisis

SUBCUENCA:	QUEILES	VAL	
Población	Vozmediano (y Aldehuela de Ágreda)	Ólvega	Ágreda
Habitantes	41	4.150	4.182
Industriales (%)	0%	25%	20%
Depuración	No	Biológico (desnitrificación)	
Distancia de atenuación (km)	8	15	
Caudal medio anual (dam ³)	4	2,236	
Concentración media TP (mg/L)	10	0.4	

El otro vertido importante en las subcuencas de análisis es el de la piscifactoría de Vozmediano, dedicada a la producción de alevines de trucha arcoíris. En este caso, se ha estimado la carga de fósforo vertida a partir de la biomasa producida, asumiendo una actividad constante a lo largo del año. Se aplica un factor o índice de conversión de alimento (pienso) a biomasa de trucha para estimar la cantidad de pienso aplicado en el proceso. Hay una parte de ese pienso que es ingerido pero que no se convierte en biomasa sino que se devuelve al agua en egestión y excreción (desecho metabólico), y hay otra parte (en torno al 2%) que no se ingiere. Para ambas fracciones se aplican unos determinados contenidos en fósforo. En el supuesto de una producción ecológica, esos contenidos en fósforo del pienso varían.

De los 1.100 L/s que se asignan al nacedero del Queiles, se estiman que 860 L/s circulan por la piscifactoría, considerando los caudales que demandan las 6 fases de crecimiento manejadas, desde huevo embrionado con ojo a alevín de clasificación 3 (12 a 16 g).

Por último, la aportación resultante se somete a una tasa de pérdida (atenuación) en el recorrido hasta el azud de Queiles, que es función de la distancia, de la misma forma que el resto de aportaciones.

Los valores que se han aplicado para los diferentes parámetros comentados (Tabla 6) se han obtenido en un trabajo de máster realizado sobre esta piscifactoría (Corrales, 2014) y en otras fuentes bibliográficas (Lazzari et al. 2008; Roque d'Orbcastel et al., 2008).

Tabla 6. Características del vertido de la piscifactoría de Vozmediano

Parámetro	Valor
Producción anual de alevines (kg)	200.000
Factor de conversión (kg_dw pienso a kg_ww/peces)	0,75
Estimación de pienso utilizado (kg/año)	150.000
Fósforo desechado en metabolismo (kg/t peces)	5,5
Pienso no ingerido (%)	2,0
Contenido en fósforo del pienso (%)	1,4
Distancia de atenuación (km)	8

4.5. ESTIMACIÓN DE LAS APORTACIONES INTERNAS DEBIDAS A LA POBLACIÓN DE CARPAS

Un ejercicio adicional que puede tener relevancia en este caso, es considerar la potencial aportación de fósforo debida a las poblaciones de peces del embalse de El Val. Los censos cuantitativos realizados en este embalse (CHE, 2013) ofrecen una biomasa de 3.800 kg de peces, de la que se estima que casi el 90% son carpas (*Cyprinus carpio*), es decir unos 3.400 kg de carpas podrían habitar el embalse y en estos años esa población se ha podido incrementar. Aparte de estar incluida esta especie en el listado de especies acuáticas invasoras, su especial

ecología y fisiología la convierten en un factor muy activo en los flujos de nutrientes. La otra especie que habita el embalse es el alburno (*Alburnus alburnus*), también exótica e invasora.

Las carpas tienen una alimentación omnívora y bentívora, es decir, consumen zoobentos y detritos del fondo. Sin embargo, la distribución de la excreta (y también de la egesta, aunque no se tiene aquí 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 bombeo o de reciclaje interno.

Por este motivo, se han realizado algunas estimaciones preliminares que puedan orientar sobre el potencial papel eutrofizante de estas poblaciones.

El modelo dinámico desarrollado por Ecohydros (Figura 18) para un embalse de parecidas características al del Ebro, permite estimar con resolución diaria la excreción de nutrientes a partir de 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 poiquiloterms. Dichos autores realizaron una serie de experimentos en carpas que permitieron ajustar una regresión entre la tasa de excreción corregida con la temperatura y el peso húmedo del pez:

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

Donde:

- M es la biomasa de peces
- T es la temperatura del agua (K)
- E es la energía de activación de las reacciones metabólicas (0.65 eV)
- k es la constante de Boltzmann (8.62×10^{-5})

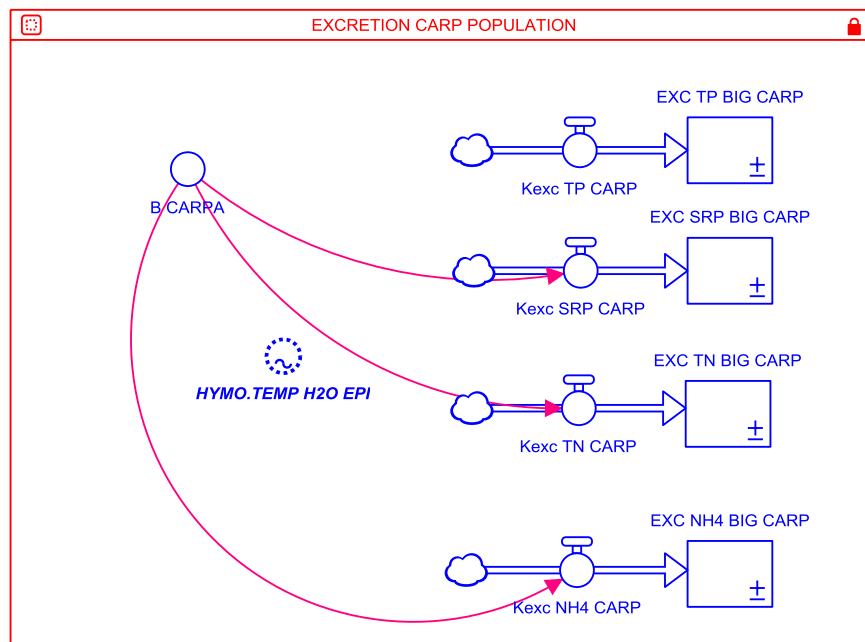


Figura 18. Diagrama que muestra las relaciones entre variables en el modelo de excreción de la carpa planteado

Para que estos cálculos tuvieran mayor precisión se necesitaría ajustar el modelo a la realidad hidromorfológica del embalse de El Val y también a la temperatura del agua, pero se puede aplicar preliminarmente y en este contexto para tener una idea de la potencial magnitud de este tipo de procesos.

Para ello, se utiliza el valor de biomasa de carpa estimada para el embalse del El Val como condición inicial del modelo, y el resultado es que solamente la excreción supone 56 kg de fósforo al año.

4.6. INTEGRACIÓN EN UN LENGUAJE DE SISTEMAS DINÁMICOS

Los diferentes procesos analizados se han implementado en un lenguaje de sistemas dinámicos (*STELLA_Pro v. 1.1.2 - Isee Systems, Ltd.*), en el que se hacen confluir en el embalse los flujos procedentes de cada una de las fuentes de aportación establecidas para su análisis en la cuenca de drenaje del embalse de El Val, así como las relaciones que hay entre ellos. Esta estrategia de simulación permite la representación gráfica de las variables 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 19).

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.

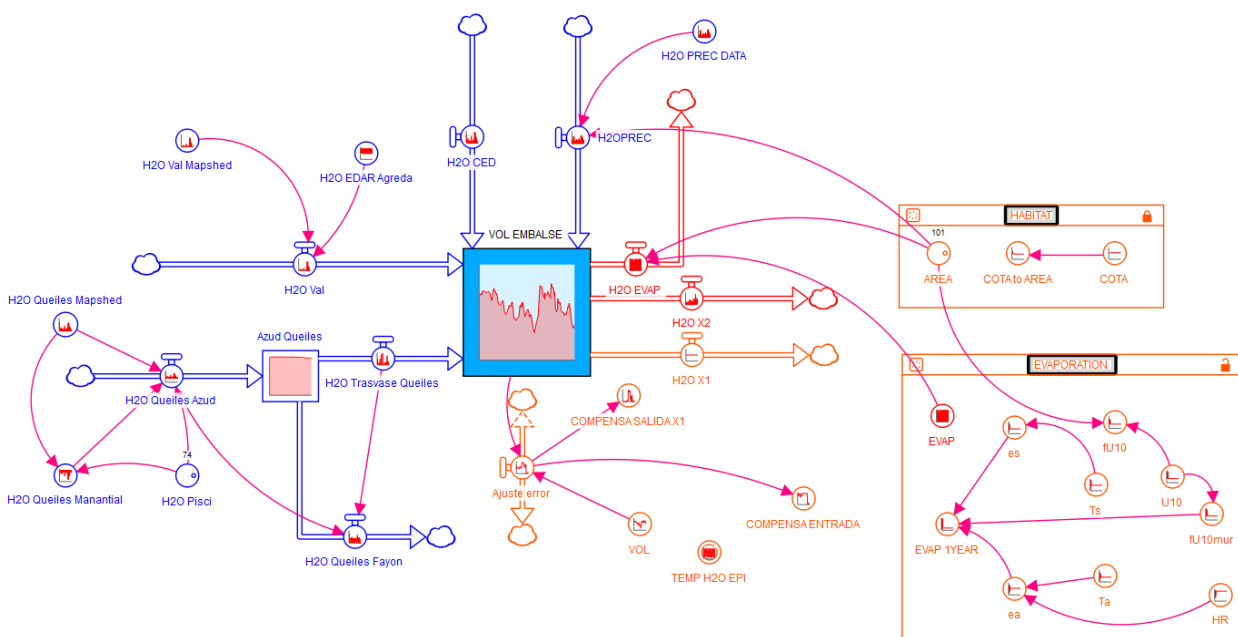


Figura 19. Planteamiento de la línea de agua del simulador de balance hídrico en la cuenca y embalse

Se han aplicado los siguientes procesos, utilizando datos diarios para los años 2007 y 2016:

- Aportaciones de la subcuenca ID1 (río Val) procedentes del modelo hidrológico y de aportaciones difusas, a las que se añaden (y también se resta porque no se considera un suministro externo) el vertido de la EDAR de Ágreda).

- Aportaciones de la subcuenca ID2 (escorrentía directa al embalse), procedentes del modelo hidrológico y de aportaciones difusas.
- Aportaciones al azud del Queiles, procedentes del manantial de Vozmediano y de la parte de la cuenca situada aguas abajo del mismo, procedente del modelo hidrológico y de aportaciones difusas.
- Tránsito del Queiles al embalse
- Precipitación directa y evaporación en el embalse.

El submodelo hídrico se ha ajustado mediante iteraciones en las que se variaba el caudal del tránsito (para el que no se tienen datos fiables) para ajustar el nivel del embalse al de referencia proporcionado por la CHE.

El siguiente paso ha sido implementar todas las relaciones entre las distintas variables referentes a la carga de fósforo según la subcuenca y el tipo de fuente originaria (Figura 20): Ganadería, escorrentía, cauces, agua subterránea y aguas subterráneas, procedentes del modelado hidrológico y de aportaciones de nutrientes descrito anteriormente.

Los vertidos de la EDAR de Ágreda y de la Piscifactoría de Vozmediano se han implementado como submódulos separados en la forma descrita en el anterior apartado.

Por último, se han añadido una serie de acciones correctoras (círculos negros) para evaluar su influencia en la carga final. Estas acciones, que se detallan en el capítulo de resultados, se refieren a la aplicación de un tratamiento terciario en la EDAR de Ágreda, el manejo de los residuos ganaderos, el manejo de las poblaciones de carpa en el embalse y la modificación de la producción en la piscifactoría (cambio a sistema ecológico). Además, se evalúa la situación previa a la puesta en marcha de la EDAR de Ágreda.

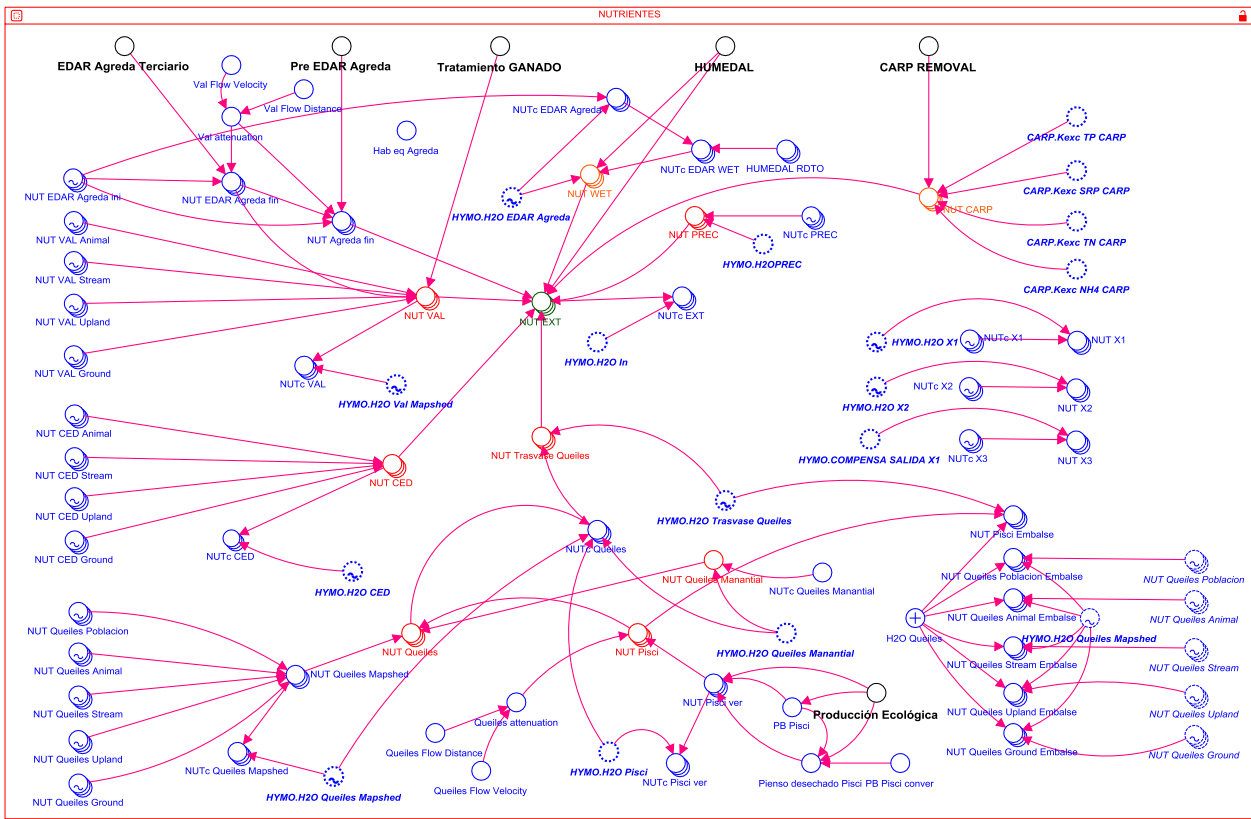


Figura 20. Planteamiento de la línea de aportaciones de fósforo total del simulador de nutrientes en la cuenca y embalse.

4.7. ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN ESPERADA EN EL EMBALSE

Aunque la predicción cuantitativa de la concentración de fósforo en el embalse no es el objeto del presente Estudio, resulta de utilidad para encuadrar la magnitud de las aportaciones realizar el ejercicio de asignar esa carga de fósforo anual al volumen del embalse, es decir, mezclar esa cantidad de fósforo aportada anualmente con el volumen de agua del embalse en el mismo periodo, pero teniendo en cuenta el tiempo que permanece en el mismo y en un supuesto estado estacionario.

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

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

donde,

- $[P]l$ = Concentración normalizada de fósforo en el embalse
- $L(P)$ = Carga o aportación específica de fósforo, es decir, masa de fósforo externa (incluida la precipitación directa) que recibe el embalse anualmente, dividida por la superficie del embalse.
- Q_s = Aportación hidráulica específica (m/año), equivalente a la aportación hídrica anual (Q_i) dividida por la superficie del embalse.
- $[P]i$ = Concentración de fósforo en los flujos de entrada
- TRH = tiempo de residencia hidráulica (años)

En el citado estudio de la OCDE se propusieron para el fósforo y el nitrógeno los siguientes ajustes empíricos de la anterior ecuación para el grupo de “lagos poco profundos y embalses”, en el que se encuadraría el embalse de El Val:

$$[P]l = 1,55 \cdot \left[\frac{L(P)/Q_s}{1 + \sqrt{\bar{z}/Q_s}} \right]^{0,82} \quad [N]l = 5,34 \cdot \left[\frac{L(N)/Q_s}{1 + \sqrt{\bar{z}/Q_s}} \right]^{0,78}$$

Esta expresión se aplica a la serie de años simulados para obtener una idea de la concentración media anual de fósforo que corresponde a la carga estimada para ese año. Sin embargo, se insiste en que estos cálculos son orientativos y no deben tomarse como una estimación de la concentración media real de fósforo en la columna de agua del embalse, para lo cual se debería recurrir a modelos biogeoquímicos dinámicos.

5. RESULTADOS

5.1. BALANCE HÍDRICO

Para las tres unidades de análisis (subcuencas) se ha simulado el periodo de 2007 a 2016 y se ha excluido del análisis el primer año, que se utiliza como cebador.

El resultado (Figura 21) se expresa en cm (10 L/m²) y muestra una clara estacionalidad, con los máximos de lluvia (“*Precipitation*”) en la época de primavera (abril-mayo) y otoño (noviembre), y mínimos en agosto. Los caudales más altos (“*StreamFlow*”) se registran en noviembre, y también aumentan relativamente en primavera (marzo y junio), mientras que la escorrentía (“*Runoff*”) alcanza tres máximos de entidad creciente en marzo, junio y noviembre.

Si se compara entre los diferentes años estudiados (Tabla 7), se aprecia que las diferencias son importantes y llegan a ser hasta del 98% en precipitación y del 820% en aportaciones, valor muy elevado que se atribuye a un cambio en el régimen de manejo del trasvase de Queiles. El valor mínimo de la serie se ha dado en el año 2007 y el máximo en el 2014.

Tabla 7. Precipitación y aportación hídrica anual en la cuenca del embalse de El Val, a partir de la simulación hidrológica del Estudio

Año	Precipitación (mm/año)	Aportación hídrica (hm ³ /año)
2007	320	5
2008	460	7
2009	324	5
2010	530	5
2011	430	8
2012	425	6
2013	615	24
2014	634	26
2015	486	46
2016	512	29
Promedio periodo	474	16

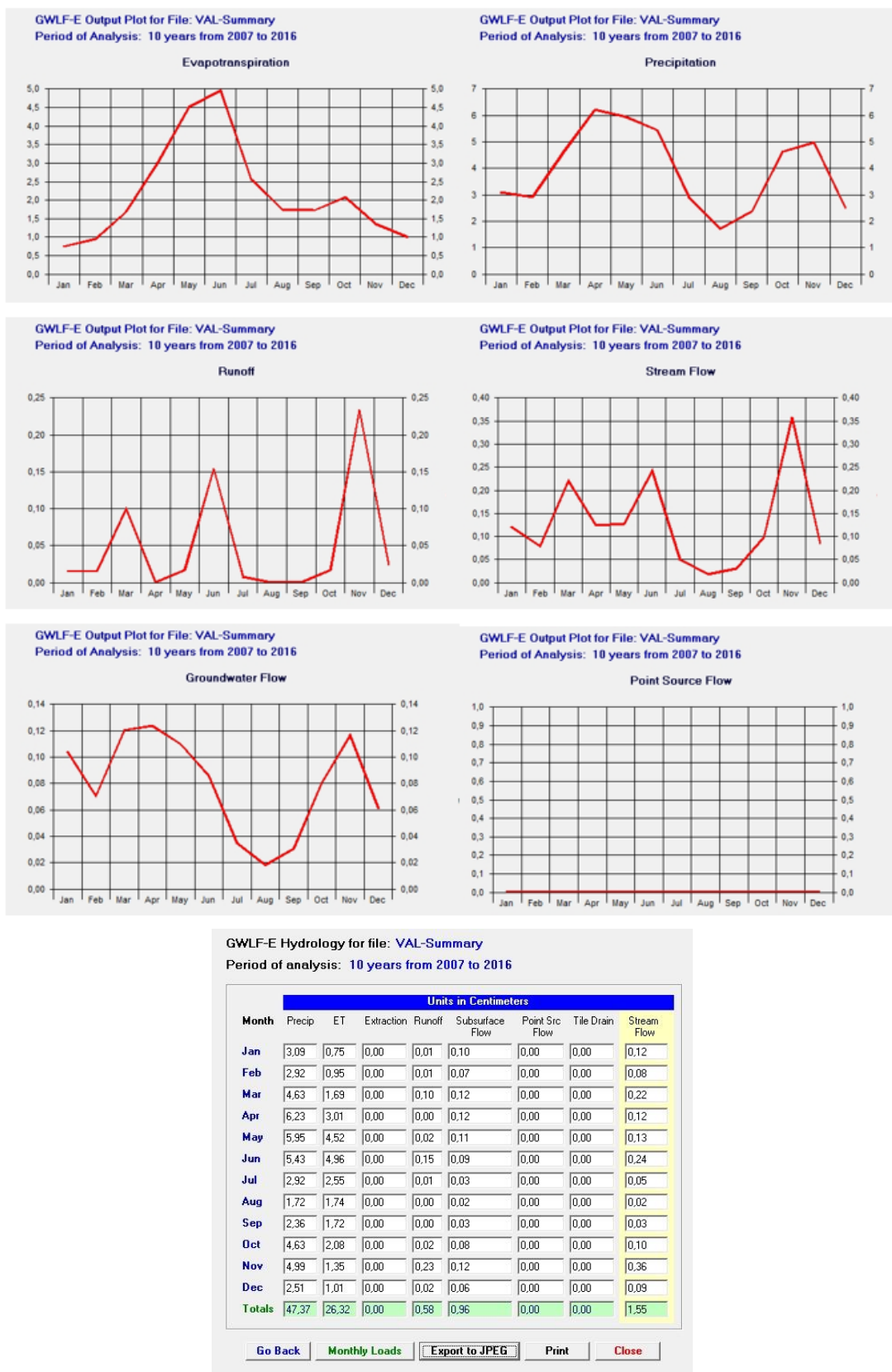


Figura 21. Valores mensuales medios de las variables hidrológicas en el periodo estudiado

Por otro lado, el resultado del ajuste del modelo hidrológico empleado en el Estudio a los datos del balance de explotación hidráulica aportado por CHE (Figura 22), refleja que se comporta de forma satisfactoria en cuanto a la evolución de los volúmenes embalsados, a pesar de la falta de aforos para calibrar y de las importantes incertidumbres en los datos de explotación del trasvase y balances hidráulicos. Sin embargo, en la parte final del periodo (desde finales de 2014) el ajuste aplicado no era suficiente, faltando un gran volumen de agua en relación al volumen embalsado real, por lo que se ha asumido que el aporte desde el trasvase del Queiles había aumentado y hubo que aplicar esa corrección en el modelo para ajustar esa parte de la serie.

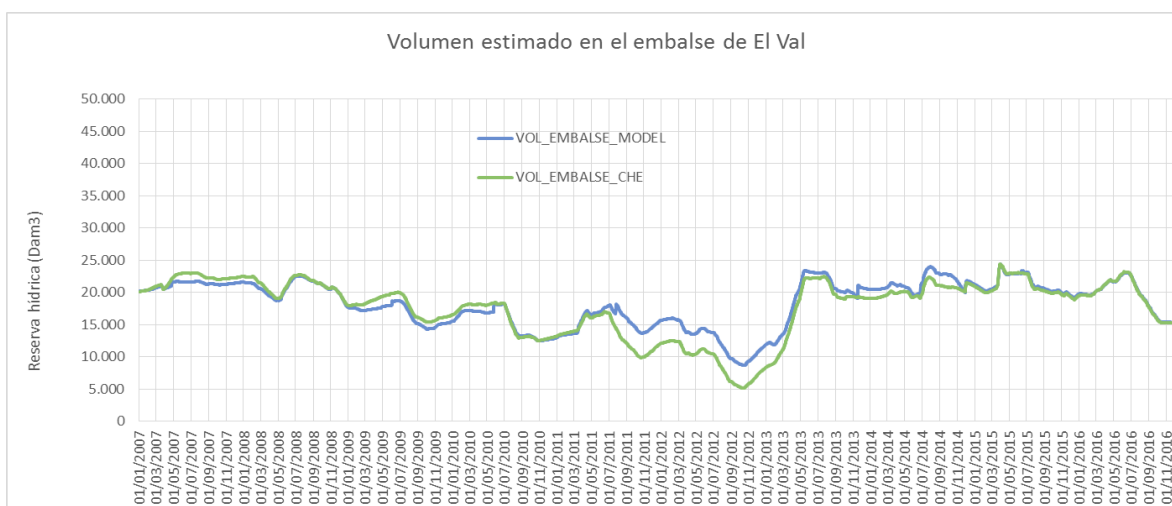


Figura 22. Ajuste del volumen embalsado obtenido mediante simulación a los datos de explotación

5.2. APORTACIONES DE FÓSFORO

La aplicación metodológica descrita ha permitido obtener una estimación diaria para el periodo de 2008 a 2016 de las aportaciones de fósforo (kg) al embalse de El Val procedente de las diferentes fuentes difusas y localizadas que se han enumerado.

A partir del balance diario se han obtenido los valores mensuales de aportación de fósforo, sobre los que se realiza un análisis de la contribución relativa de cada una de las fuentes (Tabla 8). Se aprecia que la aportación total en el periodo estudiado es de unas 19 t de fósforo, y que la media es de 180 kg/mes de fósforo aportado al embalse. Se aprecia una alta variación en las aportaciones, con un rango de 67 a 556 kg/mes. Los valores superiores corresponden al periodo anterior a la puesta en marcha de la EDAR de Ágreda.

Tabla 8. Estadísticas principales de las aportaciones mensuales de fósforo (kg) al embalse de El Val, estimadas mediante simulación (la suma se refiere a todo el periodo estudiado) para la cuenca total del embalse, agregando subcuencas

Fuente de aportación	Cuenta	Mínimo	Máximo	Rango	Mediana	Suma	Media	Desviación estándar
Total	108	67	556	489	138	19416	180	111
Ganadería	108	0	302	302	31	7.351	68	81
Cauces	108	0	0	0	0	1	0	0
Escorrentía	108	0	64	64	0	797	7	15
Flujo subsuperficial	108	0	3	3	0	56	1	1
Vertidos ARU	108	0	0	0	0	11	0	0
EDAR Agreda	108	63	63	0	63	6.857	63	0
Piscifactoría	108	0	216	216	16	3.816	35	48
Precipitación directa embalse	108	0	1	1	0	24	0	0
Excreción carpas	108	2	10	9	4	503	5	3

En cuanto a la distribución mensual de las cargas (Figura 23), se aprecia que la máxima aportación se produce normalmente hacia el final del invierno y primavera, con algún pico adicional, como por ejemplo en julio de 2014.

La relevancia relativa de las diferentes fuentes varía entre estaciones. Así, la ganadería domina claramente en primavera, relacionado con la precipitación y el arrastre de nutrientes por escorrentía. Sin embargo, los aportes ganaderos son casi insignificantes en verano o en general en época seca, pasando a dominar las aguas residuales, que suponen un aporte muy constante a lo largo del año a falta de datos más precisos sobre variaciones estacionales.

A partir de 2013 se aprecia un cambio relevante, que es el aumento de la importancia de la piscifactoría de Vozmediano, que llega incluso a dominar en invierno y primavera, y esto se explica por un incremento de las aportaciones del trasvase del Queiles.

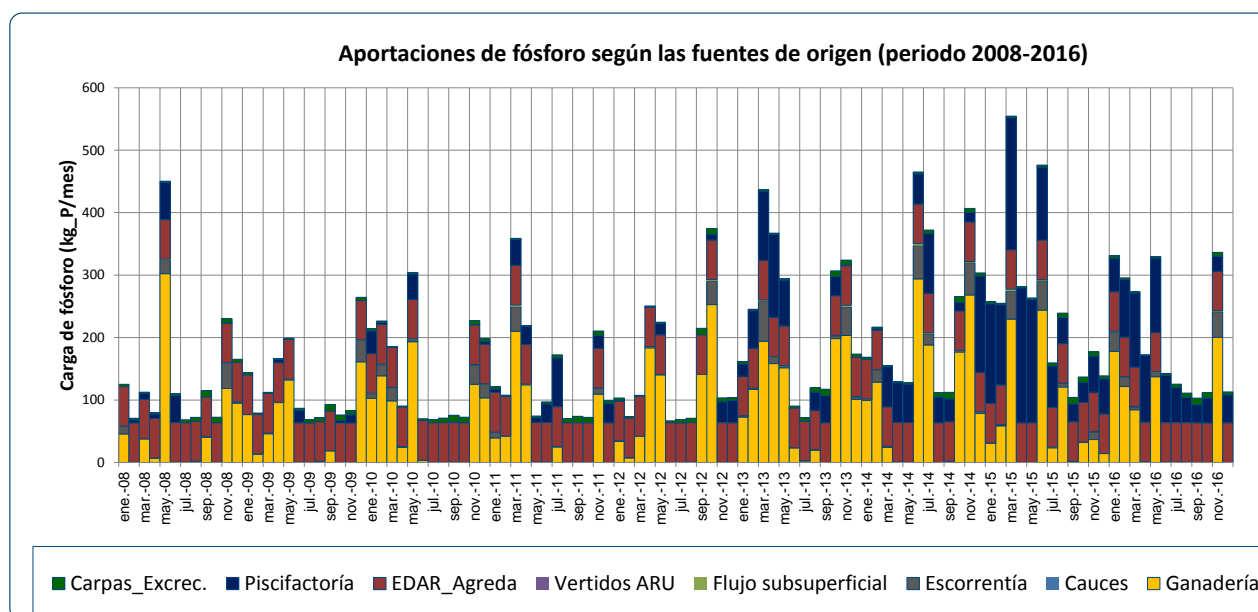


Figura 23. Aportaciones mensuales estimadas de fósforo total (kg) al embalse de El Val en el periodo de 2008 a 2016, diferenciando entre los diferentes tipos de fuentes generadoras

En relación a las aportaciones anuales de fósforo al embalse (Figura 24), hay también una elevada variación interanual, que transcurre desde menos de 2,2 t en el año 2009 a más de 4,0 t en el 2015.

La evolución de las cargas anuales de fósforo se encuentra parcialmente desacoplada de la hidrometeorología en los dos últimos años de la serie (2015 y 2016), como resultado de las mayores aportaciones a través del trasvase del Queiles, buena parte de cuyo caudal procede de un manantial alimentado por el acuífero anteriormente comentado, y que además recibe el vertido de la piscifactoría de Vozmediano.

El desglose del promedio de la aportación anual de fósforo por fuentes de aportación (Figura 25) refleja que la ganadería constituye la aportación dominante en el conjunto del año con un 38%, magnitud muy cercana al 35% que supone la EDAR de Ágreda. En época de estratificación la importancia de la ganadería desciende hasta el 31% por la menor precipitación y escorrentía, y aumenta la aportación de la EDAR (41%)

Por otro lado, el vertido de la piscifactoría supone el 20% de la aportación total en año promedio y alcanza el 21% en época de estratificación.

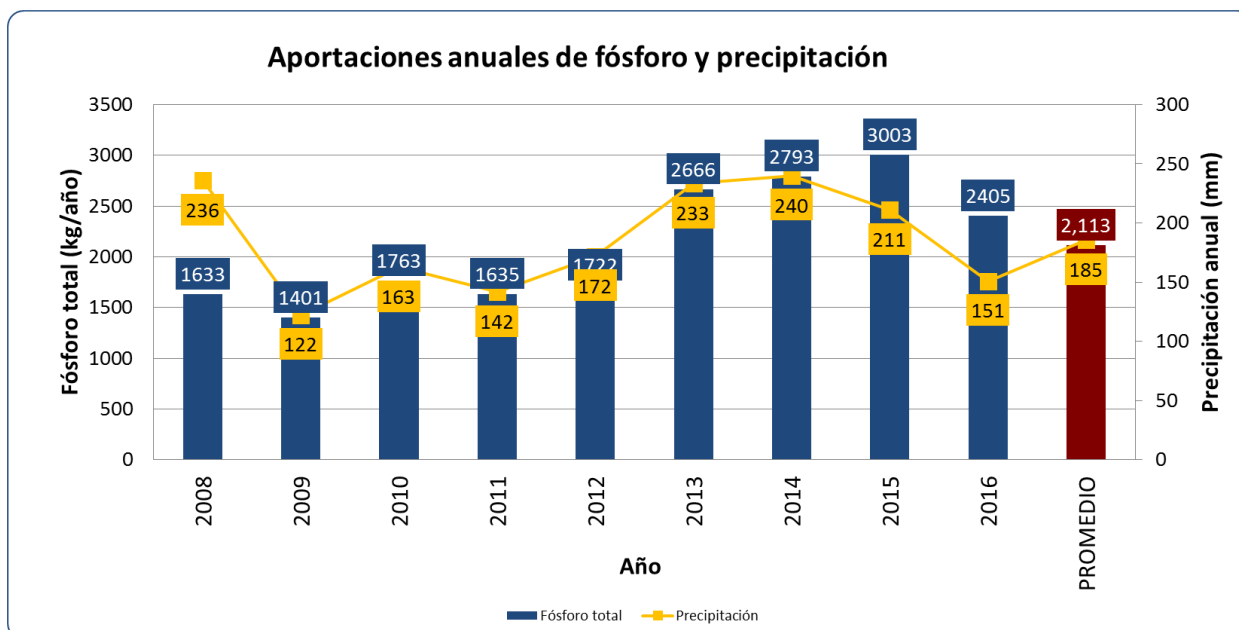


Figura 24. Aportaciones anuales estimadas de fósforo total (kg) al embalse de El Val y precipitación anual en la cuenca, en el periodo de 2008 a 2015 (promedio de la serie en color granate).

Si se repite el análisis en un año seco (2016) el peso de la ganadería desciende en época de estratificación al 17%, mientras que los de las aguas residuales urbanas y de la piscifactoría ascienden hasta el 39% cada uno y pasan a ser mayoritarios.

Es necesario puntualizar que no se dispone de información sobre la conexión de las estabulaciones a la red de depuración, por lo que podría haber una parte de la aportación atribuida a la ganadería que llegaría en realidad vía aguas residuales urbanas.

Finalmente, se proporcionan las cifras de la distribución espacial de la carga de fósforo en la cuenca del embalse de El Val para cada una de las subcuencas analizadas, tanto en términos de carga específica o por unidad de superficie (Figura 26), como de carga absoluta aportada por cada subcuenca al embalse (Figura 27).

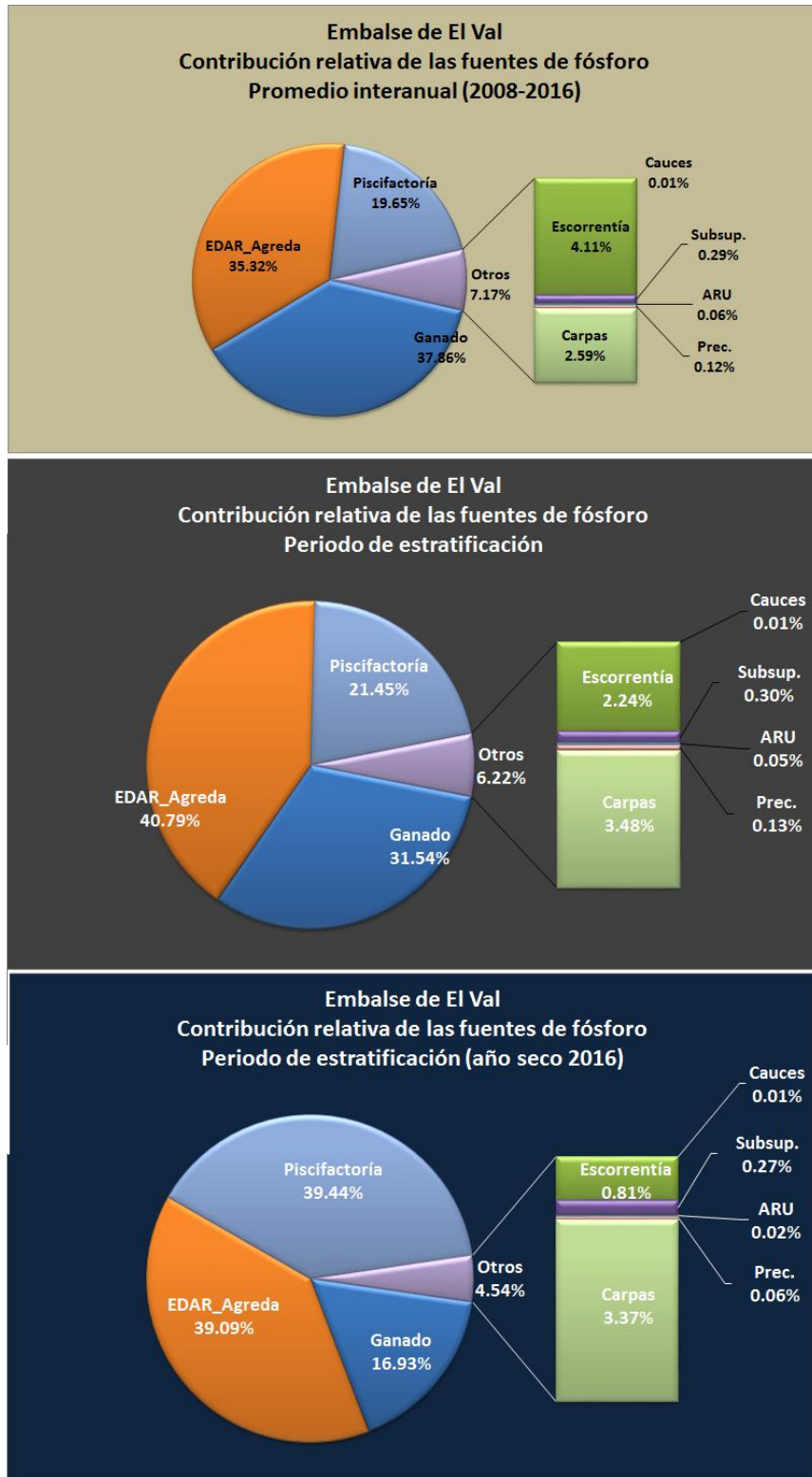


Figura 25. Porcentaje de la aportación al total de cada fuente generadora de fósforo. En el gráfico superior se calcula sobre el promedio de la serie de años estudiada, en el intermedio sobre el periodo de estratificación del embalse, y en el inferior sobre un año seco (2016)

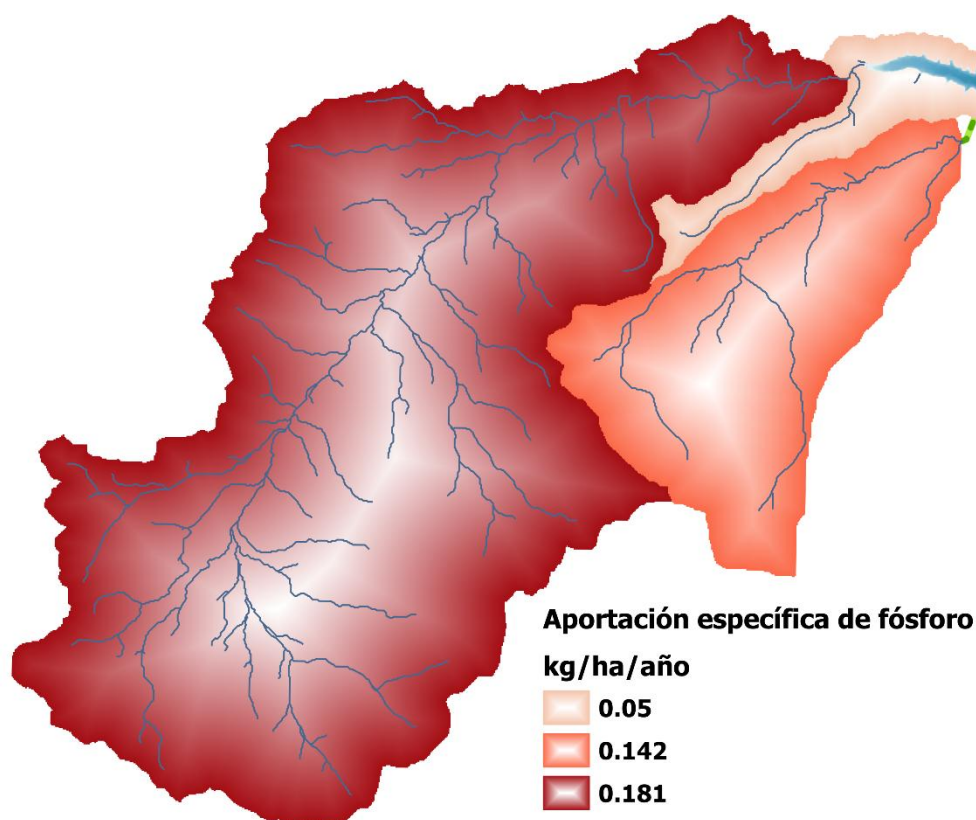


Figura 26. Aportación específica de fósforo (kg/ha/año) de cada una de las sub-cuencas analizadas (promedio de los ocho años evaluados)

Se puede apreciar que las aportaciones específicas pueden variar en órdenes de magnitud entre subcuencas, aunque son muy entre sí parecidas y superiores en las subcuencas ID1 e ID3 (0,181 y 0,142 kg/ha/año, respectivamente), debido a los aportes de nutrientes de las dos fuentes principales, la EDAR de Ágreda en la subcuenca ID1 y la piscifactoría en la ID3. En la subcuenca ID2 (directa al embalse) la aportación es 3 veces inferior (0,05 kg/ha/año).

Sin embargo, si se expresa la carga de fósforo en términos absolutos (Figura 27) es la subcuenca ID1 la que genera la máxima aportación (2.394 kg/año), seguida de la subcuenca del Queiles con 509 kg/año y la de escorrentía directa y el propio embalse (precipitación directa) con 48 kg/año.

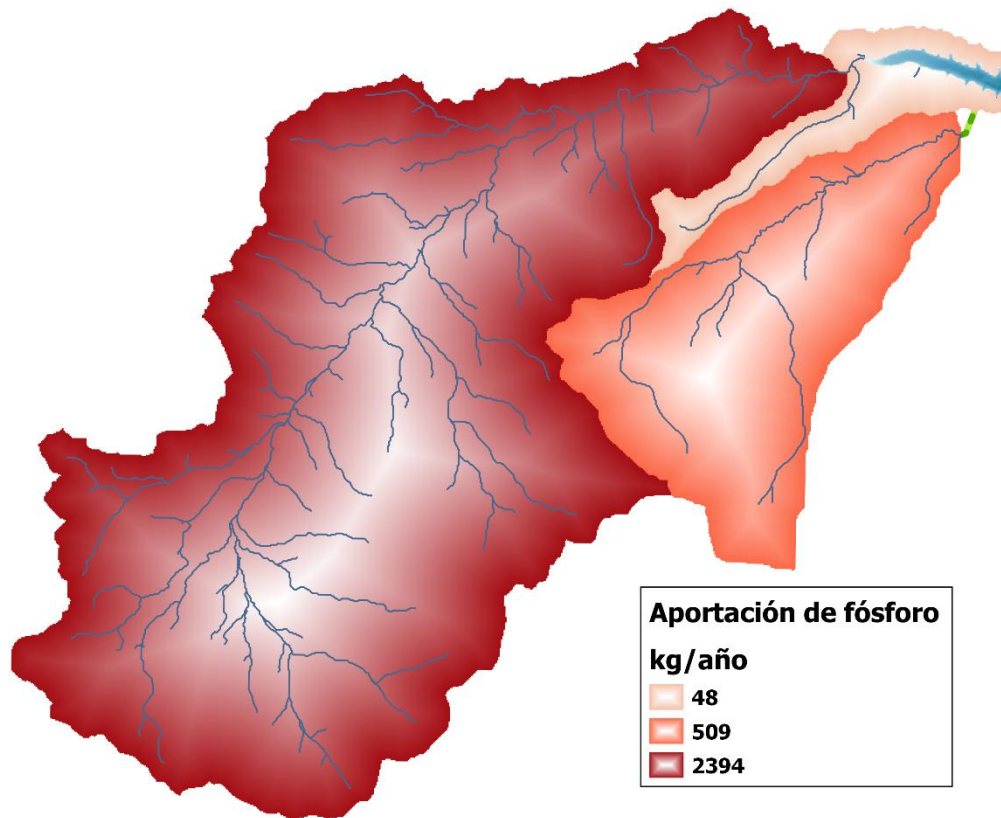


Figura 27. Aportación anual de fósforo (kg/año) de cada una de las sub-cuenclas analizadas (promedio de los ocho años evaluados)

La importancia relativa de las distintas fuentes de fósforo consideradas en la aportación anual promedio es diferente entre subcuenclas (Figura 28). En la subcuencla ID1, del río Val, la ganadería y la EDAR de Ágreda son las fuentes dominantes, con un 47% de las aportaciones cada uno. En cambio en la ID2, de escorrentía directa, la ganadería constituye la fuente dominante con un 92% de la aportación, seguido por la precipitación directa al embalse (5%) y el flujo subsuperficial (3%). En la cuenca del Queiles el 96% de la aportación proviene en promedio de la piscifactoría, con sólo un 3% debido a la ganadería.

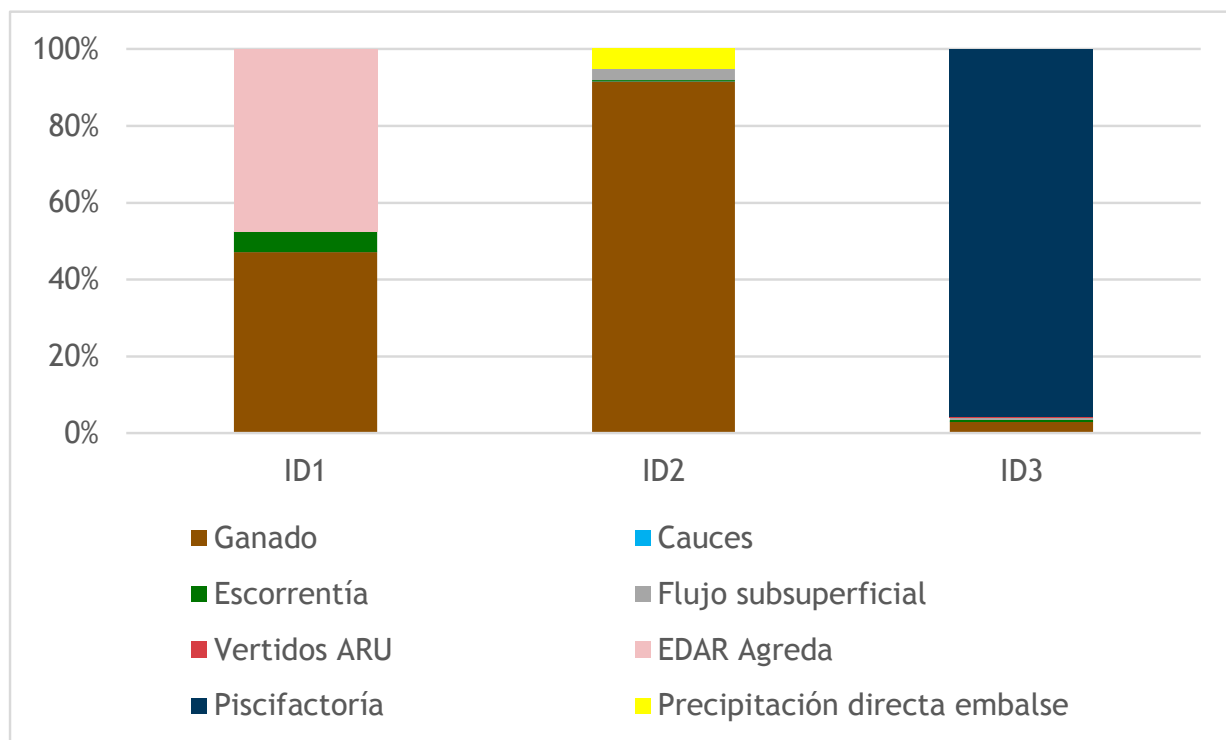


Figura 28. Importancia relativa de las distintas fuentes en la aportación anual de fósforo de cada una de las sub-cuencas analizadas (promedio de los ocho años evaluados)

5.3. CONCENTRACIÓN ESTIMADA EN EL EMBALSE BAJO DIFERENTES ESCENARIOS

A partir de los datos de aportación anual hídrica y de fósforo al embalse de El Val, así como del tiempo de residencia hidráulica en el mismo, se ha calculado la concentración esperada de fósforo, mediante el modelo semi-empírico de Vollenweider.

Si se aplica la expresión a la serie de años simulados (Tabla 9), se obtiene una estimación de concentración de fósforo total media en el embalse -[P]- de $73 \mu\text{g}_\text{P}/\text{L}$, aunque se debe tener en cuenta que las fluctuaciones entre años son notables (entre 39 y $110 \mu\text{g}_\text{P}/\text{L}$).

Tabla 9. Tiempo de residencia hidráulica (TRH, en años) en el embalse para la serie estudiada, y valores corregidos de concentración de fósforo total [P]_T estimada en el embalse (en $\mu\text{g}_P/\text{L}$), a partir de la aportación anual de fósforo o L(P), expresada en mg/m^2 y obtenida por simulación

Año	L(P)	TRH	[P] _T
2.008	13,52	1,85	90
2.009	12,17	3,43	96
2.010	14,27	2,66	110
2.011	13,65	2,46	78
2.012	14,04	2,21	98
2.013	19,89	1,64	47
2.014	20,74	0,85	52
2.015	22,39	0,45	39
2.016	18,26	0,70	45
Promedio	16,57	1,94	73

A pesar de que estas estimaciones son orientativas debido a su carácter semi-empírico, es decir, que incorporan parámetros estimados para varias masas de agua de diferentes características y además asumen un estado estacionario, sirven al propósito de identificar las fuentes de nutrientes y zonas más relevantes, así como para plantear horizontes de reducción de cargas y escenarios de actuación, que luego deberían ser precisados utilizando herramientas de mayor resolución y datos suficientes para su calibrado y verificación.

Siguiendo esta línea de razonamiento, se plantean algunos escenarios de actuación a gran escala para estimar su potencial rendimiento en la disminución de la concentración de fósforo en el embalse de El Val (Figura 29), para evaluar su efectividad en el objetivo de alcanzar un nivel de mesotrofia según la escala de la OCDE ($35 \mu\text{g P/L}$).

Estos escenarios, expuestos en el mismo orden que en la Figura 29, son los siguientes:

- **Pre-EDAR:** Situación previa a la puesta en marcha de la EDAR de Ágreda, lo que se estima ocurrió de forma efectiva en el año 2010.
- **Situación actual:** Resultado de la estimación realizada en el presente estudio para los años 2008 a 2016, suponiendo que las condiciones del vertido de la EDAR de Ágreda son las mismas en ese periodo, y corresponden a los datos disponibles para los últimos años. Es decir, es la situación actual promediada con las variaciones hidrometeorológicas de los últimos 9 años.



- Actuación sobre el vertido de la **piscifactoría**. Se plantea un cambio a un sistema de producción ecológico, lo que implica una reducción de la producción a 55.000 kg/año desde los aproximadamente 200.000 kg/año actuales, y el uso de piensos diferentes (Corrales, 2014).
- Actuación sobre la **ganadería**: Se plantea una reducción del 30% del fósforo de origen ganadero aportado al embalse, respecto a la estimación de carga por ese concepto realizada en el estudio.
- Actuación sobre las **aguas residuales**: Se plantea un objetivo de reducción del 90% en la carga de fósforo aportada actualmente por la EDAR de Ágreda mediante la aplicación de un tratamiento terciario de precipitación química de fósforo.
- **Combinación** de las actuaciones anteriormente expuestas sobre las aguas residuales y sobre la ganadería.
- **Control de las poblaciones de carpa**. Esta medida se plantea de forma adicional a la combinación anterior. La extracción de una biomasa de peces equivalente a la biomasa actual contribuiría a una reducción neta de fósforo en la parte del sistema más sensible, es decir, el propio embalse. Esta reducción se estima en términos de fósforo excretado únicamente (no se tiene en cuenta la egesta ni la extracción de fósforo asimilado en el pez), por efecto de un bombeo neto desde el fondo, donde se alimentan, a la columna de agua.

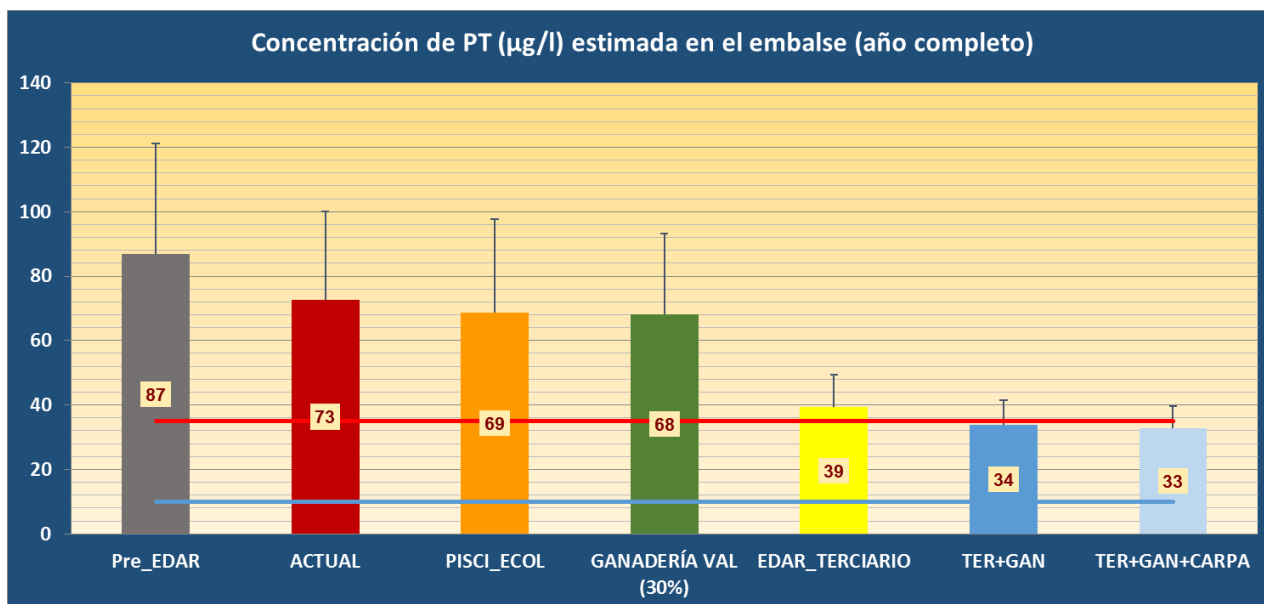


Figura 29. Estimación de la concentración media anual de PT en el embalse de El Val como consecuencia de los diferentes escenarios de actuación comentados. Se representa la media y la desviación estándar para los 9 años.

Las estimaciones realizadas indican que la puesta en marcha de la EDAR de Ágreda habría contribuido a reducir la concentración esperada media en el embalse en 14 µg/L, significativa pero insuficiente.

Como resultado de las actuaciones planteadas sobre la piscifactoría y la ganadería se obtienen unas reducciones en la concentración de fósforo esperada en el embalse de 4 µg/L y 5 µg/L, respectivamente.

Con el tratamiento terciario en la EDAR de Ágreda, si alcanzara un 90% de rendimiento en la retirada de fósforo, se obtiene una reducción de 34 µg/L en la concentración esperada de fósforo.

La combinación de las actuaciones sobre la ganadería y EDAR mejoran ligeramente este resultado, con 5 µg/L menos, y la adición del programa de retirada de carpas a las anteriores mejora la estimación en 1 µg/L, alcanzándose un horizonte de 33 µg/L compatible con la mesotrofia según la escala de la OCDE.

Por tanto, en términos relativos lo más efectivo sería actuar sobre la EDAR de Ágreda, una vez se revisen las condiciones reales del tratamiento actual y se analicen en detalle las

posibilidades que existen de alcanzar ese 90% de reducción de la concentración de fósforo en el efluente mediante un tratamiento químico adicional.

En el caso que nos ocupa, la principal fuente de aportaciones de fósforo resulta ser en términos anuales la ganadería, pero se trata de una aportación muy dependiente de la escorrentía, por lo que resulta menos relevante en la época de estratificación, que es la más crítica para el estado de las aguas del embalse. Además, el tiempo de residencia hidráulico es bajo en los últimos años y eso incrementa la dependencia de las entradas recientes, por lo que se recomienda centrarse en lo que ocurre durante el periodo de estratificación, que se asume que va de mayo a septiembre (ambos inclusive).

Bajo este punto de vista, los resultados varían y las perspectivas de los diferentes escenarios mejoran ligeramente (Figura 30).

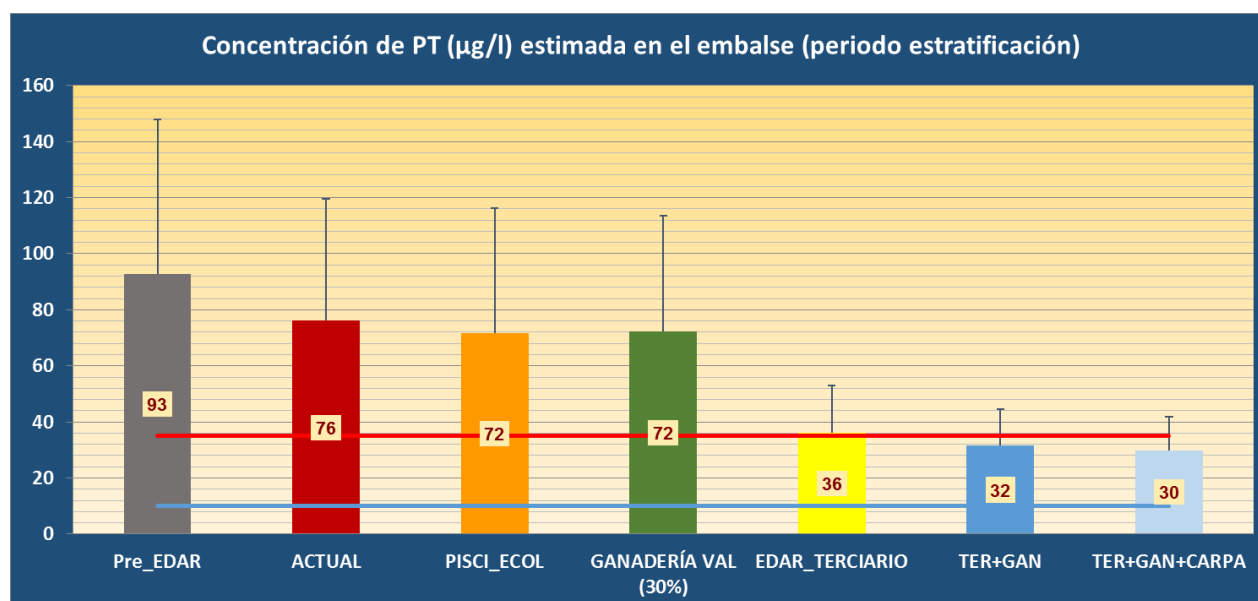


Figura 30. Estimación de la concentración media anual de PT en el embalse de El Val como consecuencia de los diferentes escenarios de actuación comentados, en época de estratificación

Las actuaciones sobre la piscifactoría y la ganadería resultan menos eficientes en este caso, y la aplicación del tratamiento terciario en la EDAR de Ágreda supone de nuevo el mayor cambio en la concentración esperada, con una reducción de 40 µg/L. La aplicación combinada, incluyendo la retirada de carpas, indica que se podría alcanzar una concentración media en periodo de estratificación de 30 µg/L en el embalse de El Val.

6. CONCLUSIONES

El estudio realizado en la cuenca hidrográfica del embalse de El Val tiene un carácter preliminar, si bien ha permitido alcanzar una estimación orientativa de las aportaciones de fósforo al embalse y de su procedencia, mediante la aplicación de procedimientos semi-empíricos de modelado a los datos disponibles. Estas estimaciones sirven para orientar estudios en mayor detalle que guíen la gestión futura del embalse, especialmente en zonas sensibles (aunque no únicamente en ese caso), si la propuesta de su inclusión en ese listado de embalses prospera, con el fin de mejorar su estado trófico y potencial ecológico.

Las principales conclusiones que se derivan del Estudio son las siguientes:

- i. La **carga de fósforo** que recibe el embalse resulta **excesiva**, causando la **eutrofia** de la masa y un **potencial ecológico Moderado**, lo que conlleva además un cierto riesgo de sufrir proliferaciones de cianobacterias potencialmente tóxicas.
- ii. La **actividad ganadera** puede suponer hasta el 38% de la carga anual de fósforo, si bien el bajo tiempo de residencia hidráulico de los últimos años hace que la relevancia de lo que entra al embalse en fechas recientes (últimos meses) sea mayor. Esto hace más recomendable centrarse en lo que ocurre durante el periodo de estratificación.
- iii. En un periodo más concreto y sensible (meses de mayo a septiembre, ambos inclusive), en el que la **columna de agua** se encuentra **estratificada**, el **vertido de la EDAR de Ágreda** supone aproximadamente el 40% de la aportación de fósforo y la piscifactoría de Vozmediano el 21%.
- iv. En **años secos** el trasvase del Queiles adquiere mayor importancia, y en esa situación la **piscifactoría de Vozmediano** representa en torno al 38% de la aportación total de fósforo al embalse y tiene el mismo peso que la EDAR de Ágreda.
- v. El manejo activo de las **poblaciones de peces** del embalse, compuestas por especies exóticas invasoras, o al menos, especies no autóctonas, resulta interesante como medida coadyuvante porque no solamente contribuye a bajar la concentración media de fósforo en la columna de agua, sino que también reduce la biodisponibilidad del nutriente para el fitoplancton. En el caso de especies como la carpa, existe

además un potencial efecto de bombeo interno de nutrientes durante el periodo de máximo crecimiento algal y de uso más intenso del agua, pero además de esto los peces constituyen en general un sumidero de nutrientes en el ecosistema (Sereda & al., 2008), con lo que se produciría una retirada neta de fósforo adicionalmente.

- vi. Se plantea alcanzar el objetivo de **mesotrofia** según la escala de la OCDE (PT<35 µg/L), al menos durante el periodo de estratificación. Para ello, se ensayan diferentes **escenarios de simulación** que modifican a la baja las aportaciones de fósforo que recibe el embalse, y se comparan los resultados con las estimaciones de concentración esperada de fósforo total, teniendo en cuenta el tiempo de residencia hidráulica en el embalse.
- vii. El escenario con el que se consigue un mayor descenso en la concentración esperada de fósforo en el embalse es cuando se ensaya la eliminación del 90% del fósforo del vertido de la EDAR de Ágreda mediante un tratamiento terciario de precipitación química, o en su defecto un tratamiento blando mediante un humedal controlado. Si además se toman medidas que reduzcan la carga ganadera y se realiza un manejo activo de las poblaciones de peces, se estaría ya en el objetivo planteado.

7. RECOMENDACIONES Y PROGRAMA DE MEDIDAS

Los análisis y conclusiones alcanzadas en el presente Estudio, si bien tienen un carácter preliminar, permiten enfocar una serie de recomendaciones para progresar hacia una mejor gestión de la eutrofización del embalse de El Val:

7.1. OBJETIVOS

El **objetivo operativo** en un primer ciclo de mejora sería bajar la concentración media esperada de fósforo total en el embalse de El Val a 35 µg/L. Dado que la variabilidad hidrometeorológica interanual es considerable, este valor debería entenderse como un percentil 90, asumiendo así que puedan darse situaciones extraordinarias por factores no controlables.

Este objetivo, que supondría una mejora notable respecto a la situación actual, sería razonable para un embalse que actualmente es claramente eutrófico y en el que podrían producirse crecimientos de cianobacterias potencialmente tóxicas. No obstante, se debe integrar

la dinámica interna del embalse en el análisis, para entender cómo sería la reacción en términos de un indicador de respuesta (como la biomasa y composición del fitoplancton), y no en concentración de fósforo total únicamente.

La consecución de dicho objetivo mediante las medidas propuestas, implicaría también **mejorar el estado ecológico de la masa de agua del río Val**, que actualmente no cumple con los objetivos medioambientales en aplicación de la Directiva Marco del Agua.

7.2. DATOS Y HERRAMIENTAS NECESARIAS

La definición precisa de un programa de medidas requeriría disponer de datos y conocimiento suficiente sobre los flujos de nutrientes en la cuenca y embalse, motivo por el que se propone realizar los siguientes trabajos durante al menos un ciclo hidrológico:

- Medición de alta frecuencia (continuada) de **caudal** y de los **nutrientes** que entran en el embalse por los dos cauces principales. Se puede adoptar una estrategia heurística (basada en reglas de relaciones entre parámetros) para la estimación de nutrientes a partir de otros parámetros de más sencilla y económica medición de alta frecuencia que el fósforo (por ejemplo, temperatura y conductividad eléctrica), siempre que se disponga de análisis de nutrientes en diferentes puntos del rango de valores encontrado. En todo caso, es imperativo conocer los caudales diarios del trasvase del Queiles y realizar campañas de aforos en el cauce del río Val (en este caso para sacar curvas de descarga a partir de datos de nivel del agua en continuo).
- Medición de alta frecuencia (subdiaria) y en **perfil vertical de la respuesta del embalse** en un punto de máxima profundidad (cercano a presa) y de forma estacional (al menos 4 veces al año) en un punto representativo del sector de cola del embalse. Estas mediciones deben incluir la radiación (extinción del PAR o disco de Secchi cuando sean manuales), temperatura del agua, conductividad eléctrica, pH, oxígeno disuelto, redox, turbidez y concentración de tipos algales por fluorescencia (al menos clorofila *a* total y ficocianinas).
- Para los **nutrientes particulados y disueltos** se realizarán tomas de muestras a diferentes profundidades representativas de los distintos estratos verticales detectados (zona fótica, termoclina, picos de clorofila, zonas de hipoxia y anoxia) y análisis de agua

discrecionales en diferentes puntos del embalse (mínimo 2) y momentos del año (mínimo 4), con el fin de tener datos para calibrar y verificar los modelos de simulación. También de forma discrecional, y con el mismo objeto, se requerirían **determinaciones taxonómicas y estimaciones de biomasa** (o biovolumen) del fitoplancton, zooplancton (y opcionalmente zoobentos), así como una actualización somera de la información sobre las poblaciones de peces del año 2013. Por último, sería del máximo interés disponer de algunos datos sobre los **sedimentos** (granulometría, materia orgánica y nutrientes), al inicio y final del periodo de estratificación en al menos dos puntos del embalse.

- **Modelado de cuenca:** Se podría adoptar una estrategia similar a la aplicada en este estudio pero con mayor resolución en algunos aspectos, en particular incorporando información más detallada del comportamiento del ganado, funcionamiento de las explotaciones ganaderas y también de los volúmenes y concentración de nutrientes en los vertidos principales.
- **Modelado de embalse:** Se requiere la aplicación de un modelo hidrodinámico 3D de resolución subdiaria, acoplado a un modelo biogeoquímico que incluya los procesos principales relacionados con los nutrientes y el fitoplancton, tanto en el agua como en los sedimentos. Este modelo debería incluir la profundidad de ingreso del trasvase del Queiles.
- **Modelado de dinámica de peces:** A partir de la actualización de datos cuantitativos sobre las poblaciones de peces del embalse, se debería modelar el crecimiento, alimentación y excreción de las especies dominantes, con el fin de estimar la retirada de fósforo que se conseguiría con una determinada estrategia de manejo pesquero.

7.3. PROGRAMA DE MEDIDAS

Cuando se disponga de las herramientas de simulación descritas ya calibradas, se estará en situación de evaluar ambiental y económicamente diferentes combinaciones de medidas a adoptar en el embalse de El Val, en principio a seleccionar entre las que se proponen a continuación.

- Tratamiento terciario del vertido de la EDAR de Ágreda mediante un tratamiento terciario mediante precipitación química de fósforo.

- Reducción de la carga externa de origen ganadero mediante un plan de mejora de las prácticas ganaderas (manejo de residuos, uso de fitasas, etc).
- Explotación hidráulica optimizada mediante diferentes estrategias de uso del trasvase del Queiles, atendiendo a los momentos críticos en la sucesión limnológica del embalse, buscando desestabilizar el desarrollo del fitoplancton en el inicio de su fase de crecimiento exponencial.
- Reducción del vertido de la piscifactoría mediante la implantación de un sistema de producción ecológica en la misma.
- Retirada de nutrientes de embalse mediante un programa de manejo activo de peces y de control de las especies exóticas invasoras de peces.
- Sistema de ingreso en profundidad del trasvase del Queiles para que la suelta se produzca a un nivel no biodisponible. También otras variantes de manejo hidráculico que puedan resultar ventajosas.
- Sería recomendable no excluir del análisis la alternativa de un tratamiento terciario del tipo de un humedal controlado, que si se dispone de un emplazamiento adecuado en superficie y ubicación, puede resultar ventajoso por su menor coste de explotación y los valores ecológicos y paisajísticos que puede aportar.

8. REFERENCIAS

CHE. 2008-2010. *Diseño y explotación de la Red de Control Biológico en Ríos y Embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en la cuenca hidrológica del Ebro*. Informes anuales realizados por la UTE Red Biológica Ebro.

CHE. 2016. *Establecimiento de una metodología para el seguimiento del potencial ecológico vs. estado trófico de los embalses de la cuenca del Ebro*. 212 págs. más anejos. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>.

CHE. 2010-2016. *Explotación de la Red de Control Operativo en Embalses en aplicación de la DMA en la cuenca del Ebro*. Informes anuales realizados por el Área de Limnología del Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, de la Universitat de Valencia.

Corrales, N. 2014. *Propuesta para la producción de trucha ecológica (Oncorhynchus mykiss) en "Alevines del Moncayo"*. Trabajo de fin de máster del Máster Interuniversitario en Acuicultura 2013-2014. Universitat de Valencia y Universitat Politècnica de Valencia.

Dudley, Bernard; May, Linda. 2007. *Estimating the phosphorus load to waterbodies from septic tanks*. Centre for Ecology and Hydrology, 45pp. (CEH Project Number: C03273, C01352).

Evans, B.M. & K.J. Corradini. 2012. *MapShed. VERSION 1.0. USERS GUIDE*. Penn State Institute of Energy and the Environment. The Pennsylvania State University.

Gisbert_Blanquer, J. M., S. Ibáñez Asensio, and H. Moreno Ramón. 2012. *El factor K de la ecuación universal de pérdidas de suelo (USLE)*. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Universidad Politècnica de Valencia.

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.

Infraestructura y Ecología. 2003. *Seguimiento de la calidad de las aguas en embalses de zonas sensibles. Documento de síntesis* (pp. 96). Madrid: Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente.

Jiang, F. et al. 2005. *Estimation of costs of phosphorus removal in wastewater treatment facilities: Adaptation of existing facilities*. Water Policy Working Pap. 2005 – 011. Georgia State Univ., Atlanta.

Judd, S.J., Bullock, G., 2003. *The fate of chlorine and organic materials in swimming pools*. *Chemosphere*, 5 (19): 869-879.

Lazzari, Rafael & Baldisserotto, Bernardo. (2008). Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. *Boletim do Instituto de Pesca*. 34: 591-600.

Moore, I. D. and J. P. Wilson, 1992. *Length-slope factors for the revised Universal Soil Loss Equation: simplified method of estimation*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 47, pp. 423-428.

Moral Lechuga, S. 2016. *Embalse de El Val: estudio de las causas de la eutrofización de las aguas y medidas correctoras*. Trabajo de fin de máster del Máster Universitario en ordenación Territorial y Medioambiental. Universidad de Zaragoza.

Morgan, D. J. & Hicks, B. 2013. *A metabolic theory of ecology applied to temperature and mass dependence of N and P excretion by common carp*. *Hydrobiologia* 705 (1): 135-145.

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 modeling of cattle distribution in complex agro-systems of South Florida*. (PhD), University of Florida.

Preston et al. 2011. *Factors Affecting Stream Nutrient Loads: A Synthesis of Regional SPARROW Model Results for the Continental United States*. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47: 891-915.

Roque d'Orbcastel, E., Blancheton, J.-P., Boujard, T., Aubin, J., Moutounet, Y., Przybyla, C., & Belaud, A. (2008). Comparison of two methods for evaluating waste of a flow through trout farm. *Aquaculture*, 274(1): 72-79.

Salas Avilés, E. 2011. *Morfología y grado de degradación de los suelos del término de Cuevas del Becerro (Malaga)*. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Almería.

Sanz Pérez, E. 1987. *El karst del sur y oeste del Moncayo*. Serie Informaciones y estudios nº 47. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

Schneiderman, E. M. 2006. *Modeling Phosphorus with the Generalized Watershed Loading Functions (GWLF) Model*, p. 277-297. *Modeling Phosphorus in the Environment*. CRC Press.

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.

Soil Conservation Service. 1986. *Urban hydrology for small watersheds*. Technical Release No. 55 (2nd ed.). U.S. Department of Agriculture, Syracuse, NY.

Soupir, M.L., S. Mostaghimi, and E.R. Yagow, 2006. *Nutrient transport from livestock manure applied to pastureland using phosphorus-based management strategies*. *J. Environ. Qual.*, 35:1.269-1.278.

Tarboton, D. G. and D. P. Ames. 2001. *Advances in the mapping of flow networks from digital elevation data*. In *World Water and Environmental Resources Congress*, Orlando, Florida, May 20-24, ASCE.

Tarboton, D. G. 1997. *A New Method for the Determination of Flow Directions and Contributing Areas in Grid Digital Elevation Models*. *Water Resources Research*, 33(2): 309-319.

Vollenweider, R.A. and J.J. Kerekes. 1980. *Synthesis Report: Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control)*. Rep. Technical Bureau, Water Management Sector Group, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris.

Wieskel, P. & Howes, B. 1992. Differential transport of sewage-derived nitrogen and phosphorus through a coastal watershed. *Environ. Sci. Technol.* 26, no. 2.